



L'Évaluation scientifique sur le mercure au Canada Rapport









L'Évaluation scientifique sur le mercure au Canada

Rapport



Version PDF

N° de cat. : En84-130/3-2016F-PDF ISBN : 978-0-660-04500-9

À moins d'avis contraire, il est interdit de reproduire le contenu de cette publication, en totalité ou en partie, à des fins de diffusion commerciale sans avoir obtenu au préalable la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur d'Environnement et Changement climatique Canada. Si vous souhaitez obtenir du gouvernement du Canada les droits de reproduction du contenu à des fins commerciales, veuillez demander l'affranchissement du droit d'auteur de la Couronne en communiquant avec :

Environnement et Changement climatique Canada Centre de renseignements à la population 7º étage, édifice Fontaine 200, boulevard Sacré-Cœur Gatineau (Québec) K1A 0H3

Téléphone : 819-997-2800

Ligne sans frais: 1-800-668-6767 (au Canada seulement)

Courriel: ec.enviroinfo.ec@canada.ca

Photos sur la couverture : © Thinkstockphotos.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la Ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2016

Also available in English

Chapitre 1 : Introduction



Auteur coordinateur : Alexandra Steffen

Auteurs principaux : Alexandra Steffen, Heather Morrison

TABLE DES MATIÈRES

1.0 L'ÉVALUATION SCIENTIFIQUE	5
1.1 QU'EST-CE QUE LE MERCURE?	
Nomenclature utilisée pour la présente évaluation	6
1.2 LES PROCESSUS DU MERCURE DANS L'ENVIRONNEMENT	
Quelles sont les formes du mercure (Hg)?	8
1.3 POURQUOI LE MERCURE EST-IL INQUIÉTANT?	9
1.4 QU'A FAIT LE CANADA AU SUJET DU MERCURE?	9
1.5 QUELS SONT L'OBJECTIF ET LA STRUCTURE DE LA PRÉSENTE ÉVALUATION?	10
Questions scientifiques devant fournir des renseignements aux communautés scientifiques et de politiques au Canada	11
1.6 RÉFÉRENCES	

ABRÉVIATIONS

PLCN Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord

PRQA Programme de réglementation de la qualité de l'air

MEG mercure élémentaire gazeux

Hg mercure

Hg⁰ mercure élémentaire Hg²⁺ mercure divalent MeHg méthylmercure DMHg diméthylmercure

MRG mercure réactif gazeux

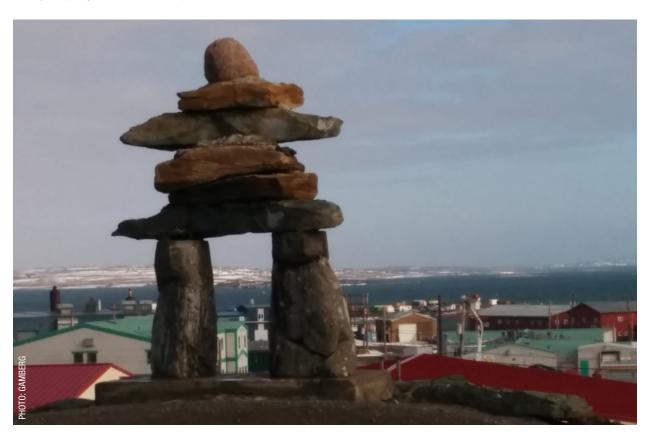
HgT mercure total

MPT mercure particulaire total

1.0 L'ÉVALUATION SCIENTIFIQUE

L'Évaluation scientifique canadienne du mercure est la première évaluation scientifique et synthèse exhaustive portant sur le mercure (Hg) dans l'environnement canadien. Cette évaluation est le résultat d'un partenariat entre le programme scientifique sur le mercure du Programme de réglementation de la qualité de l'air (PRQA), mené par Environnement Canada, et le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN), mené par Affaires autochtones et Développement du Nord Canada. Le programme scientifique sur le mercure du PRQA a été élaboré en 2007 afin d'établir une base de connaissances scientifiques pour faciliter la prise de décisions réglementaires pour le mercure. L'objectif de ce programme était de : 1) déterminer les indicateurs clés des effets des émissions atmosphériques de Hg sur la qualité de l'environnement et la santé humaine; 2) déterminer les niveaux passés et actuels de ces indicateurs; 3) développer une capacité de prédiction des changements de ces indicateurs associés aux niveaux des émissions atmosphériques de Hg ou à l'environnement récepteur (Morrison, 2011). Le programme scientifique sur le mercure

du PRQA était centré géographiquement au sud du cercle arctique. Le PLCN a été établi en 1991 en réponse à des inquiétudes ayant trait à l'exposition des humains à des niveaux élevés de contaminants, comme le Hg, présents dans les poissons et les espèces sauvages importants dans les régimes alimentaires classiques des autochtones habitant dans le Nord. Depuis son lancement, ce programme a soutenu des travaux de recherche importants sur le transport, la transformation et le devenir du Hg dans les écosystèmes de l'Arctique canadien (PLCN, 2012). Le centre géographique du PLCN se situe au nord du cercle arctique, et ce programme est complémentaire du programme scientifique sur le mercure du PRQA. La surveillance et la recherche réalisées en soutien à ces 2 programmes constituent la base de la présente évaluation, une base étoffée par les travaux scientifiques réalisés dans le cadre d'autres programmes d'Environnement Canada, de Santé Canada, de Ressources naturelles Canada, de Pêches et Océans Canada, des gouvernements provinciaux et territoriaux, du Conseil de recherches en sciences naturelles et génie, de l'Année polaire internationale et de l'industrie.



1.1 QU'EST-CE QUE LE MERCURE?

Le mercure est un métal lourd anciennement connu sous le nom vif-argent. Il a été déclaré comme substance toxique en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999. Ce métal est présent naturellement dans la croûte terrestre où il se retrouve principalement sous forme de cinabre (sulfure mercurique). Le mercure est le seul métal liquide à la température ambiante. Il possède d'autres propriétés intéressantes. À volume égal, le mercure est 13,6 fois plus lourd que l'eau, et l'acier peut flotter sur le mercure. Le mercure peut pénétrer dans la biosphère par voie naturelle, par voie anthropogène (induite par les activités humaines) ou par des voies de réémission (PENU et PSEA, 2013). Parmi les sources naturelles de mercure, on retrouve : les feux de forêt, les volcans, les émissions océaniques/aquatiques et la météorisation de la



surface de la Terre. Le mercure anthropogène est rejeté dans l'environnement par des processus tels que la combustion du charbon, la fonte des métaux et l'exploitation minière de l'argent ou de l'or (ou artisanale), ainsi que lors du procédé au chlore-alcali avec du Hg ou des composés du Hg. Il est aussi rejeté par des incinérateurs, les zones inondées suite à la construction de barrage et lors de la production, de la rupture et de l'élimination de produits contenant du Hg. Les sources de réémission du Hg incluent le rejet de Hg naturel ou anthropogène qui s'était précédemment déposé. Les émissions et réémissions anthropogènes sont égales ou supérieures aux émissions naturelles.

La forme prédominante du mercure rejeté dans l'environnement par les activités humaines est le mercure élémentaire gazeux (MEG ou Hgº) (voir la nomenclature utilisée pour la présente évaluation et la section Quelles sont les formes du mercure (Ha)? pour une description des différents types de Hg). Le Ho élémentaire gazeux est relativement stable dans l'atmosphère terrestre et peut donc être transporté sur de longues distances par les courants aériens avant de réagir avec des particules atmosphériques ou des matières à la surface terrestre et de se déposer dans le paysage (Schroeder and Munthe, 1998). Dans l'atmosphère ou sur la surface terrestre, le Hq peut être converti en d'autres formes chimiques par divers processus chimiques ou biologiques. Le Ha divalent (Hg²⁺) forme des composés qui sont plus solubles dans l'eau ou plus réactifs dans l'air. Le méthylmercure (MeHg), la forme la plus toxique du Hg, est la forme prédominante chez les poissons. la faune et les humains. Il peut s'accumuler dans les biotes et être bioamplifié (augmentation de sa concentration) en passant d'une proie à un prédateur le long de la chaîne trophique. La production de MeHg a lieu principalement dans des environnements aquatiques. Les chaînes trophiques aquatiques sont donc particulièrement susceptibles à l'exposition et à la bioamplification du MeHg.

NOMENCLATURE UTILISÉE DANS LA PRÉSENTE ÉVALUATION

Hg: le symbole chimique du mercure est utilisé pour faire référence au mercure en général

Hgº: Hg sous sa forme élémentaire (Hg avec un état redox de zéro)

Hg²⁺: Hg divalent (y compris Hg^{||})

MeHg : toutes les formes du monométhylmercure (somme de CH₂Hg)

DMHg: formes du diméthylmercure (somme de (CH₂)₂Hg)

HgT: la concentration totale de toutes les formes

MEG: Hg élémentaire gazeux (Hg^o à l'état de gaz)

MRG: Hg réactif gazeux (formes gazeuses

inorganiques de H²⁺)

TPM: total particulate Hg (Hg²⁺ bound to particles)

1.2 LES PROCESSUS DU MERCURE DANS L'ENVIRONNEMENT

Il y a deux processus principaux responsables des transformations biogéochimiques du Hg : le processus d'oxydation/réduction (Hg $^0 \leftrightarrows Hg^{2+}$) et le processus de méthylation/déméthylation (Hg $^{2+} \leftrightarrows MeHg$).

Lors du processus d'oxydation, Hg⁰ est transformé en Hg²⁺ lors de processus abiotiques ayant lieu dans divers milieux. Lors du processus de réduction, Hg^{2+} est transformé en Hg^0 principalement lors de processus abiotiques (et certains biotiques) dans divers milieux. La méthylation est la transformation de Hg^{2+} en sa forme toxique de MeHg sous des conditions anaérobies dans des sédiments et l'eau, alors que la déméthylation est la dégradation du MeHg en Hg inorganique, régie par des processus microbiens ou photochimiques. La figure 1.1 montre les principaux processus atmosphériques du Hg et la figure 1.2 les principaux processus aquatiques.

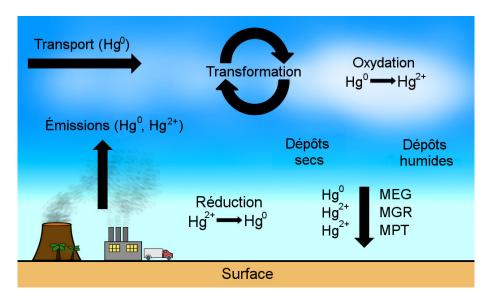


FIGURE 1.1 Schéma des processus atmosphériques du mercure.

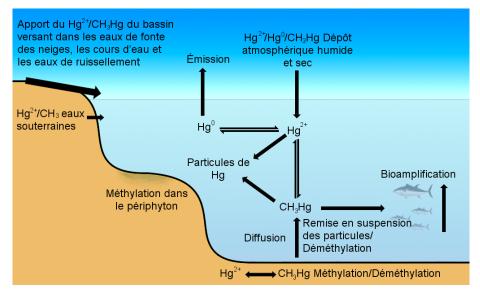


FIGURE 1.2 Schéma des principales voies de transformation du cycle du mercure dans les écosystèmes d'eau douce au Canada.

QUELLES SONT LES FORMES DU MERCURE (HG)?

Le mercure est un métal réactif qui peut changer de forme chimique sous différentes conditions présentes dans l'environnement. Chaque forme du mercure a des propriétés chimiques différentes qui régissent sa solubilité, sa réactivité et sa toxicité. Les formes les plus importantes du Hg en ce qui concerne son transport, son devenir et ses effets dans l'environnement sont le mercure élémentaire (Hg⁰), le mercure divalent (Hg²⁺), le mercure particulaire, le mercure total et le méthylmercure.

Air

Le mercure élémentaire (Hgº) est volatil et se répartit facilement entre les phases liquide et gazeuse. Dans l'air, Hgº est appelé mercure élémentaire gazeux (MEG). Le MEG constitue de 90 à 99 % de tout le mercure atmosphérique. Il peut rester dans l'atmosphère pendant de longues périodes (environ 0,5–2 ans), où il peut être transporté sur de longues distances par les courants aériens avant d'être transformé et déposé à la surface, en faisant donc un polluant à l'échelle mondiale (Schroeder et Munthe, 1998).

Le mercure réactif gazeux (MRG, divalent Hg²+) constitue la deuxième forme la plus importante dans l'atmosphère, bien que ne représentant que moins de 5 % du Hg total. Il est composé de formes gazeuses inorganiques de Hg²+ (p. ex. Hg⁰, HgCl₂) (Soerensen *et al.*, 2010). Actuellement, le MRG constitue une catégorie définie opérationnellement du Hg en raison des techniques de mesure du Hg qui ne permettent pas de déterminer la composition des composés du Hg²+ (Landis *et al.*, 2002). Le MRG est très réactif, se dissout facilement dans l'eau, est adsorbé sur des particules et réagit avec d'autres composés chimiques présents dans l'atmosphère ou sur la surface terrestre (Lindberg et Stratton, 1998). Il tend donc à se déposer à la surface à proximité de ses sources d'émission. Il a donc une durée de vie atmosphérique beaucoup plus courte que celle du MEG (Schroeder et Munthe, 1998). Le MRG est la forme du Hg qui prédomine dans les flux (c.-à-d. les transferts) de Hg de l'atmosphère vers les environnements aquatiques ou terrestres (Lindberg et Stratton, 1998).

Le mercure particulaire total (MPT; divalent Hg²+) comprend les composés du Hg²+ liés à des particules. Le Hg divalent est la forme la plus courante du Hg dans les environnements terrestres et aquatiques (Vost *et al.*, 2012). Comme dans le cas du MRG, cette catégorie de Hg est définie opérationnellement en raison des techniques de mesure actuelles qui ne permettent pas de déterminer les différents compositions chimiques du complexe Hg/particules. On le rapporte donc sous forme de MPT. Selon la forme chimique du MPT, il se dépose facilement sur la surface depuis l'atmosphère.

Eau, sédiments et sol

Le mercure se retrouve principalement sous sa forme divalente (Hg²⁺), soit inorganique soit organique, sous sa forme dissoute ou liée à des particules (avec un peu de Hg⁰) (Liu *et al.*, 2012). Le Hg élémentaire, le Hg²⁺ inorganique et le MeHg peuvent tous se retrouver dans des lacs à partir de l'atmosphère et dans des eaux de ruissellement provenant de bassins environnants (terres hautes, terres humides et lacs en amont). Les processus ayant lieu dans systèmes aquatiques peuvent convertir ces formes inorganiques du Hg en formes plus toxiques (MeHg). Le Hg gazeux dissous (MGD ou Hg⁰) constitue aussi une partie du Hg total des systèmes aquatiques.

Méthylmercure

Le méthylmercure (MeHg) et le diméthylmercure (DMHg) sont des composants importants du Hg total dans les systèmes aquatiques et les sédiments et sont parmi les diverses formes du Hg celles qui sont les plus toxiques et qui s'accumulent le plus. Le MeHg est principalement produit dans des conditions anaérobies quand le Hg²⁺ divalent inorganique est méthylé — transformé par addition d'un groupe méthyle par certains microorganismes (principalement des bactéries et des archées) capables de méthyler Hg²⁺ (Fitzgerald et Lamborg, 2007; Sunderland *et al.*, 2009; Lehnherr *et al.*, 2011; Mason et al., 2012).

1.3 POURQUOI LE MERCURE EST-IL INQUIÉTANT?

Bien que le Hg soit présent naturellement dans l'environnement, les activités humaines contribuent à l'émission de Hg qui ne serait pas autrement disponible pour de nombreux écosystèmes. De plus, les activités anthropogènes (p. ex. réservoir de retenue, dépôt acide) favorise la méthylation du Hg. À l'échelle mondiale, les émissions de Hg se sont accrues depuis la révolution industrielle et elles continuent de croître (PENU et PSEA, 2013). En Amérique du Nord et en Europe, les émissions de Hg ont diminué depuis les années 1970, mais celles de l'Asie sont toujours en augmentation. Le Canada est susceptible au transport à longue distance et au dépôt subséquent de Hg provenant de ces sources externes. Actuellement, les émissions anthropogènes représentent 40 % du mercure total déposé au Canada, et les sources étrangères contribuent à plus de 95 % de ces dépôts anthropogènes. Les émissions canadiennes contribuent à plus de 30 % des dépôts locaux de Hg anthropogène (voir le chapitre 4).

Le Hg inorganique est transporté jusque dans la biosphère canadienne où il se dépose et peut être converti en MeHg. Dans les écosystèmes aquatiques, le Hg inorganique qui est rejeté ou déposé dans les lacs peut être transformé en MeHg sous l'action de bactéries dans les sédiments ou les terres humides environnantes. Tel que déjà mentionné, sous sa forme méthylée, le Hg peut s'accumuler dans les biotes et être bioamplifié en passant d'une proie à un prédateur le long de la chaîne trophique. La production de MeHq ayant lieu principalement dans des environnements aquatiques, les chaînes trophiques aquatiques sont particulièrement susceptibles à une exposition au MeHg et à sa bioamplification. La faune et les humains se nourrissant de poisson (piscivores) sont les plus exposés au Hg en raison de cette consommation. Les poissons piscivores représentent le niveau supérieur de la plupart des chaînes trophiques aquatiques et constituent un excellent indicateur de la présence de MeHq dans l'environnement. Ce sont donc des cibles pertinentes pour les efforts de biosurveillance. Au cours des dernières décennies, il est apparu que de nombreux lacs à travers le Canada contiennent des poissons dont les niveaux de MeHg sont assez élevés

pour poser des risques à la faune et aux humains qui les consomment (Evers *et al.*, 2011; PLCN, 2012). Environ 90 % des avis aux consommateurs annuels portant sur la consommation de poisson et affichés par les provinces/territoires ont trait à problèmes de niveaux élevés de Hg. Chez les humains, l'exposition moyenne des Canadiens est faible. Toutefois, le MeHg continue d'être un problème de santé publique potentiel pour les populations dont la consommation de grands poissons prédateurs et d'aliments traditionnels prélevés dans la nature constitue une part importante de leur régime alimentaire, ainsi que pour les groupes potentiellement susceptibles dont les fœtus en développement, les bébés et les enfants.

1.4 QU'A FAIT LE CANADA AU SUJET DU MERCURE?

En reconnaissant le potentiel des rejets anthropogènes de Hg à nuire aux humains et à l'environnement, le gouvernement a mis en œuvre une large gamme d'initiatives réglementaires ou non réglementaires en collaboration avec les gouvernements provinciaux et territoriaux. l'industrie et d'autres parties prenantes. Ces actions ont commencé dans les années 1970 et comprennent la fermeture des installations utilisant le processus au chlore-alcali avec des cellules au Ho entre 1970 et 2008, l'adoption entre 1998 et 2006 de normes d'émission (normes pancanadiennes) pour les cimenteries, les incinérateurs, les fonderies de métaux de base et les centrales énergétiques à charbon, ainsi qu'un certain nombre d'autres restrictions réglementaires ou non réglementaires sur l'utilisation et les rejets du Hg (Canada, 2010). Ces actions ont conduit à une réduction des émissions domestiques de Hg d'environ 90 % depuis les années 1970 (Canada, 2010).1 Dans les régions du Canada qui subissaient des impacts importants par les sources d'émission domestiques, les réductions de ces émissions ont conduit à des diminutions mesurables des niveaux de Hg dans l'environnement (Sunderland et al., 2008; Temme et al., 2007).

Des calculs plus récents à partir de cette évaluation montrent que les émissions domestiques ont été réduites de 85 % entre 1990 et 2010.

Toutefois, le Canada n'est qu'un des nombreux pays contribuant au problème du dépôt de Hg anthropogène au Canada. Tel que mentionné précédemment, le mercure peut être transporté sur de longues distances. Il a été estimé que les émissions anthropogènes étrangères représentent 95 % du Hg anthropogène déposé au Canada (Canada, 2010). Une action au niveau mondiale est donc nécessaire pour traiter les problèmes posés par la pollution au Hg au Canada.

En 2010, Environnement Canada a développé une Stratégie de gestion du risque relative au mercure, qui recommandait d'entreprendre des travaux scientifiques pour soutenir les initiatives en matière de politique sur le Hg (Canada, 2010). Cette stratégie recommandait les actions suivantes: 1) surveillance des niveaux de Hg dans l'environnement; 2) amélioration de notre compréhension des processus régissant la transformation du Hg; 3) augmentation de notre capacité de prédiction du transport et du devenir du Hg; 4) évaluation et communication des connaissances scientifiques accumulées au Canada pour informer les initiatives en matière de politique nationale ou internationale de réduction des émissions de Hg.

Le Canada est aussi activement engagé dans un certain nombre d'efforts régionaux et internationaux de lutte contre la pollution au Hg. Parmi ces efforts, on retrouve une participation à la Convention de Bâle sur le Contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination et au Protocole sur les métaux lourds en vertu de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance de Genève de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe. Le Canada est membre des Partenariats mondiaux sur le mercure dans le cadre du Programme pour l'environnement des Nations Unies et du Conseil de l'Arctique, un forum intergouvernemental au plus haut niveau des états et des communautés de l'Arctique qui traitent des problèmes affectant l'Arctique, y compris le développement durable et la protection de l'environnement. De plus, le Canada est un des 128 pays qui, à ce jour, ont signé la Convention de Minimata sur le mercure d'octobre 2013. L'objectif

premier de cette convention est de protéger la santé humaine et l'environnement contre les émissions et les rejets anthropogènes de Hg et de composés du Hg. Cette convention traite de mesures de contrôle et de réduction des émissions de Hg par des produits, des procédés et des industries utilisant ou rejetant du mercure.

1.5 QUELS SONT L'OBJECTIF ET LA STRUCTURE DE LA PRÉSENTE ÉVALUATION?

L'objectif de la présente Évaluation scientifique canadienne du mercure est de faire une synthèse de l'état actuel des connaissances sur la pollution au Hg de l'environnement au Canada. Elle a pour objet d'aider les prises de décision par les responsables des politiques et les gestionnaires de la recherche en présentant des renseignements scientifiques dans le contexte des questions ayant trait aux politiques, en établissant une base à partir de laquelle mesurer les changements futurs des niveaux de Hg dans l'environnement, de renseigner les chercheurs nationaux et étrangers sur l'état de la recherche sur le Hg au Canada et en identifiant les priorités pour les travaux scientifiques à venir. En plus de contribuer aux politiques intérieures et aux priorités de recherche du Canada, la présente évaluation fournira une base scientifique sur laquelle pourra être faite une évaluation de l'efficacité de la réduction de émissions de Hg au niveau mondial résultant de la ratification de la Convention de Minimata sur le mercure.

La présente évaluation est basée sur plusieurs évaluations environnementales régionales du Hg récemment publiées, dont le Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien III, Le mercure dans le Nord canadien (PLCN, 2012), le Great Lakes Mercury Synthesis Project (Evers *et al.*, 2011) et Synthesis of Existing Databases for Mercury in Northeastern North America (Evers, 2005). La préparation de la présente évaluation a commencé en 2008 par une série d'ateliers auxquels ont participé des chercheurs et des décideurs des gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux et des universités. Ces ateliers ont conduit au développement de la table des matières de la présente évaluation.

QUESTIONS SCIENTIFIQUES DEVANT FOURNIR DES RENSEIGNEMENTS AUX COMMUNAUTÉS DE CHERCHEURS ET DE POLITIQUES AU CANADA

- 1. Le mercure présente-t-il un risque pour l'écosystème ou la santé humaine au Canada?
 - a. Si oui, où, comment et dans quelle mesure ce risque affecte-t-il ces paramètres de l'évaluation?
- 2. Les activités humaines contribuent-elles aux niveaux de mercure observés, et donc à un risque, dans l'environnement au Canada?
 - a. Si oui, quelles sont ces activités?
 - b. Quelles activités ont l'impact le plus significatif sur les niveaux de mercure chez les poissons au Canada?
 - c. Quelles sont les tendances actuelles et prévues des émissions/rejets de mercure par ces activités?
 - d. Dans une perspective de transport à longue distance, quelles sont les principales régions émettrices contribuant au problème du mercure au Canada?
- 3. De quelle manière les émissions atmosphériques de mercure sont-elles liées à l'exposition au méthylmercure et à l'accumulation dans les biotes terrestres et aquatiques et chez les humains?
 - a. Les écosystèmes canadiens répondent-ils aux récentes réductions des émissions atmosphériques domestiques de mercure?
 - b. Si oui, quels sont les indicateurs d'une récupération, où a-t-elle lieu et à quelle vitesse les écosystèmes répondent-ils?
 - c. Sinon, quels sont les facteurs responsables de cette non-récupération?
 - d. Peut-on faire des prédictions sur l'impact des futurs changements dans les émissions atmosphériques sur les niveaux de mercure déposé et les niveaux de méthylmercure dans les biotes?
- 4. Quels sont les liens entre d'autres émissions de polluants atmosphériques (p. ex. émissions acidifiantes, gaz à effet de serre, etc.) et l'accumulation du mercure dans les biotes?
- 5. Comment les modifications d'autres activités humaines (p. ex. pratiques d'utilisation des terres) pourraient-elles affecter la distribution du mercure dans les différents milieux de l'environnement, la formation de méthylmercure et l'accumulation dans les biotes?
- 6. À la lumière de notre compréhension actuelle du mercure dans l'environnement au Canada, où et dans quelle mesure avons-nous besoin de continuer la surveillance atmosphérique du Hg et de ses effets?
 - a. Quels sont les indicateurs environnementaux les plus prometteurs pour les réductions des émissions anthropogènes de mercure?
 - b. Quels sont les indicateurs les plus prometteurs pour la récupération des écosystèmes?
- 7. Où et sur quel domaine devrions-nous concentrer nos futurs efforts de recherche sur le mercure?

L'évaluation scientifique est structurée de manière à faire un suivi du Ha dans l'écosystème, des sources jusqu'aux puits. Elle commence par les émissions anthropogènes de Hq, suivies d'une discussion des nombreux processus subis par le Hg. v compris l'échange à la surface, les processus atmosphériques. aquatiques, terrestres et marins. Une discussion sur l'impact des activités humaines sur la dynamique du Hg est suivie d'une description de la modélisation de la réponse de l'écosystème aux intrants de Hg. Les tendances spatiales et temporelles des niveaux de Ha dans les biotes sont présentées et suivies d'une analyse des effets biologiques du Hq et des risques écologiques posés par le mercure à des espèces choisies. Cette évaluation est conclue par une analyse complète de l'exposition humaine au Hq. des effets sur la santé et des mesures de gestion des risques prises au Canada.

De plus, lors des rencontres initiales de planification de l'évaluation, une série de 7 questions et sousquestions scientifiques autour desquelles s'articulent les besoins en renseignements des communautés des chercheurs et des politiques au Canada ont été élaborées (voir Questions scientifiques devant fournir des renseignements aux communautés de chercheurs et de politiques au Canada). Ces questions sont orientées de manière à fournir un contexte national aux renseignements environnementaux régionaux sur le Hg. Les réponses à ces questions ont été formulées à partir des connaissances scientifiques clés et sont présentées dans le *Sommaire des résultats clés*.

L'Évaluation scientifique canadienne du mercure complète, le Sommaire et l'Évaluation scientifique canadienne du mercure : résumé des résultats clés sont disponibles sur le site Web d'Environnement Canada et au Bureau du directeur administratif, Division de la recherche sur la qualité de l'air, Direction générale de la science et de la technologie, Environnement Canada, Toronto, Ontario.

1.6 RÉFÉRENCES

Canada, G.O.; 2010; Stratégie de gestion du risque relative au mercure; Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa.

Evers D.C.; 2005; Mercury Connections: The extent and effects of mercury pollution in northeastern North America; BioDiversity Research Institute; Gorham, Maine; 28 pages.

Evers D.C., Wiener J.G., Basu N., Bodaly R.A., Morrison H.A. et Williams K.A.; 2011; Mercury in the Great Lakes region: bioaccumulation, spatiotemporal patterns, ecological risks and policy; Ecotoxicology, 20, p. 1487-1499. 10.1007/s10646-011-0784-0.

Landis M., Stevens R.K., Schaedlich F. et Prestbo E.M.; 2002; Development and characterization of an annular denuder methodology for the measurement of divalent inorganic reactive gaseous mercury in ambient air; Environmental Science & Technology, 36, p. 3000-3009.

Lindberg S.E. et Stratton W.J.; 1998; Atmospheric mercury speciation: concentrations and behaviour of reactive gasesous mercury in ambient air; Environmental Science and Technology, 32, p. 49-57.

Liu G., Cai Y., O'Driscoll N., Feng X. et Jiang G.; 2012; Environmental chemistry and toxicology of mercury; John Wiley and Sons, New Jersey.

Morrison H.A.; 2011; The Canadian Clean Air Regulatory Agenda Mercury Science Program; Ecotoxicology, 20, p. 1512-1519. 10.1007/s10646-011-0714-1.

PLCN; 2012; Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien III : Le mercure dans le Nord canadien; dans Braune B. et Chetelat J. (éditeurs), Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN); Affaires autochtones et Développement du Nord Canada, Ottawa, 276 pages.

Schroeder W.H. et Munthe J.; 1998; Atmospheric mercury - An overview; Atmospheric Environment, 32, p. 809-822.

Soerensen A.L., Sunderland E.M., Holmes C.D., Jacob D.J., Yantosca R.M., Skov H., Christensen J.H., Strode S.A. et Mason R.P.; 2010; An improved global model for air-sea exchange of mercury: High concentrations over the North Atlantic; Environmental Science and Technology, 44, p. 8574-8580.

Sunderland E.M., Cohen M.D., Selin N.E. et Chmura G.L.; 2008; Reconciling models and measurements to assess trends in atmospheric mercury deposition; Environmental Pollution, 156, p. 526-535.

Temme C., Blanchard P., Steffen A., Beauchamp S.T., Poissant L., Tordon R.J. et Weins B.; 2007; Trend, seasonal and multivariate analysis study of total gaseous mercury data from the Canadian Atmospheric Mercury Measurement Network (CAMNet); Atmospheric Environment, 41, p. 5423-5441.

PENU, PESA; 2013; Technical background report for the global mercury assessment 2013; Programme d'évaluation et de surveillance de l'Arctique/Division des produits chimiques de l'UNEO, Oslo/Genève, 263 pages.

Vost E.E., Amyot M. et O'Driscoll N.J.; 2012; Photoreactions of mercury in aquatic systems; dans Lui G., Cairns W.R.L. et O'Driscoll N. (éditeurs), Environmental Chemistry and Toxicology of Mercury; John Wiley & Sons Inc., New Jersey, p. 193-218.

Chapitre 2:

Rejets de mercure dans l'atmosphère et dans l'eau découlant des activités anthropiques au Canada



Auteur coordinateur : Gregor Kos

Auteurs principaux: Gregor Kos, David Niemi and Yi-Fan Li

Auteurs: Martha King, Shirley Anne Smyth, Christian Zdanowicz,

Jiancheng Zheng

Collaborateurs : Ashu Dastoor, Cathy Banic

TABLE DES MATIÈRES

2.1	INTRODUCTION	17
	2.1.1 Inventaires des émissions	18
	2.1.2 Classification des émissions	19
	2.1.2.1 Émissions naturelles	19
	2.1.2.2 Émissions anthropiques	19
	2.1.2.4 Émissions de mercure issu d'activités antérieures	21
2.2	ÉMISSIONS DE MERCURE MONDIALES	21
	2.2.1 Émissions de mercure anthropiques mondiales dans l'atmosphère en 2005, par secteur	22
	2.2.2 Répartition géographique mondiale	22
	2.2.2.1 Émission de mercure en Chine	23
	2.2.2.2 Émissions de mercure de la Sibérie	23
	2.2.3 Tendances, projections et incertitudes relatives aux rejets mondiaux de mercure	24
2.3	ÉMISSIONS DE MERCURE DU CANADA	27
	2.3.1 Inventaire national des rejets de polluants (INRP)	28
	2.3.3 Émissions de mercure issu d'activités antérieures au Canada	30
	2.3.3.1 Étude de cas : tendances historiques de la pollution au mercure selon les données	0.1
	·	34
		27
		37
		37
	•	
	·	
2.4	des carottes de glace 2.3.4 Sources de mercure vers l'atmosphère au Canada 2.3.4.1 Étude de cas : concentrations de mercure dans les émissions d'une centrale thermique alimentée au charbon 2.3.4.2 Étude de cas : efficacité du Plan de gestion des produits chimiques sur les rejets de mercure dans l'atmosphère et dans l'eau en provenance de sites d'enfouissement 2.3.5 Sources de mercure dans l'eau 2.3.5.1 Étude de cas : rejets en provenance des usines de traitement des eaux usées 2.3.6 Répartition géographique des rejets de mercure ponctuels 2.3.7 Tendances des rejets de mercure au Canada 2.3.8 Description des rejets canadiens prévus 2.3.9 Incertitudes touchant les inventaires des rejets du Canada 4 LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES ET DIRECTIONS FUTURES DU CANADA	54
2.5	CONCLUSIONS	56
	ρέσέρενος	

2.1 INTRODUCTION

Le mercure (Hg) est un élément toxique présent naturellement et, bien qu'il soit relativement rare, il présente des concentrations d'environ 0,08 ppm dans la croûte terrestre (Ehrlich et Newman, 2008) et on le retrouve à l'état de traces dans la plupart des ressources naturelles. En plus des émissions naturelles, les activités anthropiques (p. ex. production d'électricité, fusion, production et traitement du ciment) rejettent des quantités considérables de mercure dans l'environnement (Pacyna et al., 2010). La quantification des sources et de l'ampleur des rejets de mercure ainsi que de son transport par les voies atmosphériques et aquatiques est essentielle pour comprendre les flux globaux et la contamination des écosystèmes associés à ce métal. En raison du temps de séjour dans l'atmosphère relativement long du mercure élémentaire gazeux, ce métal est transporté sur de longues distances dans l'atmosphère, en provenance de diverses sources partout dans le monde (Schroeder et Munthe, 1998). Le transport à l'échelle régionale et continentale peut être facilité par les environnements atmosphériques et aquatiques. La figure 2.1 présente le résumé des sources naturelles et anthropiques de mercure et

des réactions du mercure dans l'environnement. En conséquence, une évaluation canadienne, englobant l'environnement écologiquement vulnérable de l'Arctique, doit prendre en compte à la fois les émissions de mercure locales et les émissions de mercure mondiales. Parmi les sources mondiales, les émissions en provenance de la Sibérie et de la Chine par transport transpacifique et les émissions des États-Unis présentent un intérêt particulier, car elles représentent les principales sources mondiales touchant le Canada. Comprendre les émissions mondiales de mercure et leur répartition géographique est essentiel pour l'élaboration de stratégies pertinentes et rentables visant à réduire, à l'échelle nationale, les effets négatifs de ce polluant mondial.

La figure 2.2 illustre l'emplacement des émetteurs des quatre secteurs industriels les plus importants, qui représentent plus de la moitié des émissions de mercure du Canada. Ces secteurs sont ceux de la production sidérurgique, des centrales au charbon, de la transformation des métaux non ferreux et de la production et du traitement du ciment (les détails sur les émissions dans l'atmosphère sont présentés à la section 2.3.4 et ceux sur les émissions dans l'eau, à la section 2.3.5). Un sous-ensemble de la liste complète

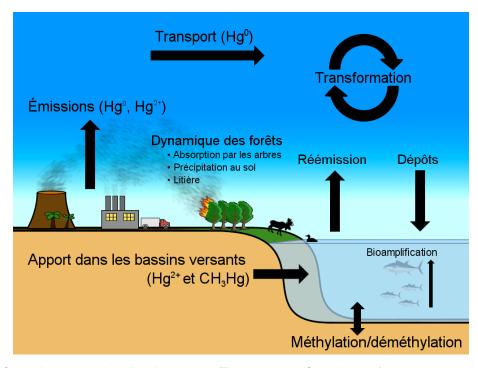


FIGURE 2.1 Cycle du mercure dans l'environnement (Environnement Canada, 2013)

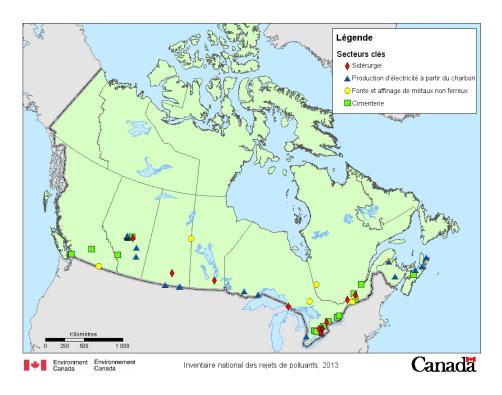


FIGURE 2.2 Carte indiquant l'emplacement des principaux émetteurs de pollution ponctuelle au Canada dans les secteurs de la production sidérurgique (losanges), des centrales au charbon (triangles), de la transformation des métaux non ferreux (cercles) et de la production et du traitement du ciment (carrés).

des secteurs canadiens dont les émissions de mercure font l'objet d'une surveillance est disponible par l'intermédiaire de l'Inventaire national des rejets de polluants [INRP] (Environnement Canada, 2013a). Le mercure est une substance toxique émise dans l'environnement et, par conséquent, il est nécessaire d'acquérir une connaissance approfondie de ses sources et de ses puits dans l'environnement. Les propriétés toxiques du mercure sont présentées aux chapitres 12, 13 et 14.

2.1.1 Inventaires des émissions

Les inventaires des émissions représentent le dénombrement des émissions de polluants pendant une période donnée, à l'échelle mondiale ou pour une région géographique ou politique donnée. Les inventaires peuvent inclure les sources ponctuelles (p. ex. cheminées industrielles), les sources diffuses (p. ex. combustion domestique du bois) et les sources mobiles (p. ex. voitures, camions, trains). Ils peuvent aussi inclure les émissions de sources anthropiques

(p. ex. industrielles, commerciales, agricoles, du transport) et naturelles (p. ex. incendies de forêt, végétation, sols) [ministère de l'Environnement, Alberta, 2013]. Par la collaboration internationale, les pays s'efforcent d'assurer la comparabilité des processus de collecte, des méthodes d'évaluation, des définitions de secteurs visés appropriés et d'autres paramètres de prise d'inventaire aux fins de compilation d'un inventaire mondial complet. À l'heure actuelle, un certain nombre d'incertitudes existent en raison de différences dans les méthodes de collecte (p. ex. concernant les mesures et le calcul des données d'inventaire) et dans les secteurs pour lesquels les données sont consignées (voir l'analyse des incertitudes à la section 2.3.9). Les inventaires des émissions de mercure fournissent des estimations quantitatives des rejets mondiaux de mercure provenant de diverses sources à l'échelle locale et à l'échelle mondiale. Les données sont obtenues par la surveillance des concentrations de mercure aux installations et par le calcul d'estimations dérivées d'expériences à court terme. En outre, on applique

les résultats de catégories d'inventaire similaires dans le cas des installations dont les émissions sont inconnues en raison de lacunes dans les données. Pour obtenir des estimations mondiales des émissions de mercure, on recueille et compile les données des inventaires et questionnaires suivants (PNUE, 2008) :

- Canada: Inventaire national des rejets de polluants (INRP), un inventaire exhaustif des polluants, dont le mercure
- États-Unis: Toxics Release Inventory (TRI) [inventaire des rejets toxiques] et National Emissions Inventory (NEI) [inventaire des émissions nationales]
- Questionnaire distribué par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) pour le rapport d'évaluation mondiale du mercure dans l'atmosphère de 2009
- Trousse du Programme des Nations Unies pour l'environnement pour la présentation des données nationales
- Base de données des émissions européennes du Programme concerté de surveillance et d'évaluation (PCSE) en Europe
- Registre européen des émissions de polluants (EPER) et registre européen des rejets et transferts de polluants (E-PRTR) pour les sources ponctuelles dont les émissions sont inférieures à 10 kg/an
- Rapports produits dans le cadre du Plan d'action du Conseil de l'Arctique

Les inventaires des émissions régionales et mondiales sont compilés par les membres de la communauté de recherche sur le mercure au moyen des données indiquées ci-dessus et d'autres données (consulter la section 2.2 pour voir des exemples d'autres données).

Le présent chapitre porte sur les émissions anthropiques de mercure dans l'atmosphère et l'eau au Canada. La majorité des renseignements au Canada portent sur les émissions dans l'atmosphère, tandis que les données sur les rejets de mercure dans l'eau sont rares. La section 2.2 présente des renseignements de base et un résumé des données provenant des inventaires des émissions à l'échelle mondiale et à l'échelle continentale, ainsi que des soussections sur les émissions aux États-Unis, en

Sibérie et en Chine. Vous trouverez à la section 2.3 la description des émissions canadiennes selon les plus récentes données. Les tendances, projections et incertitudes relevées sont présentées aux sections 2.3.6 à 2.3.9, suivies de la liste des lacunes sur le plan des connaissances et des conclusions aux sections 2.4 et 2.5.

2.1.2 Classification des émissions

Les inventaires des émissions fournissent une importante base pour l'évaluation des sources d'émissions et soutiennent l'élaboration, la mise en œuvre et l'évaluation efficaces des mesures de réduction. Les inventaires sont également essentiels pour l'établissement de plusieurs types de modèles de transport chimique dans l'atmosphère et de relations source-récepteur. Ces modèles peuvent fournir des renseignements sur la répartition et les taux de dépôt du mercure tant à l'échelle régionale qu'à l'échelle mondiale. Il existe quatre principaux groupes de sources d'émissions du mercure dans l'atmosphère, soit les émissions naturelles, les émissions anthropiques, les réémissions de mercure et les émissions de mercure issu d'activités antérieures. À noter qu'on ne peut additionner ces catégories pour obtenir le total des émissions de mercure, car celles-ci se chevauchent.

2.1.2.1 Émissions naturelles

Les émissions naturelles de mercure peuvent résulter de sa présence dans la croûte terrestre et sont générées par l'activité volcanique et géothermique, les sols enrichis de minéraux contenant du mercure et l'érosion des dépôts minéraux. Les quantités estimatives d'émissions naturelles peuvent représenter de 30 à 50 % des émissions totales de mercure de toutes les catégories dans l'atmosphère (PNUE, 2008). Les émissions naturelles de mercure sont examinées plus en détail au chapitre 3.

2.1.2.2 Émissions anthropiques

À l'échelle mondiale, la combustion fixe de combustible, engendrée principalement par l'utilisation de charbon pour la production d'énergie, constitue la plus importante source unique d'émissions de mercure. Il s'agit aussi du plus important secteur émetteur au Canada, représentant environ 30 % des émissions totales de mercure. Ce secteur combiné aux secteurs de l'exploitation minière de métaux non ferreux et de la production et du traitement de ciment génère plus de la moitié des émissions anthropiques de mercure au Canada. La figure 2.2 illustre les emplacements des principaux émetteurs de ces secteurs au Canada. Le mercure est rejeté comme contaminant indésirable durant les processus ci-dessus, c'est pourquoi ces sources sont aussi classées comme des émissions anthropiques « involontaires » ou « primaires » (p. ex. PNUE, 2008). L'exploitation aurifère artisanale et à petite échelle (c.-à-d. l'exploitation minière à petite échelle par des particuliers) constitue la deuxième plus importante source mondiale de mercure ainsi que la plus grande source de mercure « volontaire ». Dans le cadre de l'exploitation aurifère artisanale à petite échelle, du mercure élémentaire est ajouté à de l'or contenant du limon en vue de produire un amalgame d'or aux fins de séparation. Afin de récupérer l'or, l'amalgame est chauffé, ce qui provoque l'évaporation du mercure et son rejet en quantités considérables dans l'atmosphère et le milieu environnant. On a estimé récemment, dans l'évaluation du mercure 2013 du Programme des Nations Unies

PHOTO, STEFFEN

pour l'environnement, que les émissions de mercure issues de l'exploitation aurifère artisanale à petite échelle totalisent 727 tonnes, ce qui fait de cette catégorie la plus grande source unique d'émissions de mercure de source anthropique à l'échelle mondiale (PNUE, 2013). Par contre, ce chiffre demeure incertain, suscite la controverse et n'a pas été étudié dans les publications scientifiques. En conséquence, le présent chapitre tiendra compte des renseignements des publications scientifiques évaluées par les pairs selon lesquels la plus grande source d'émissions de mercure demeure la combustion du charbon aux fins de production d'énergie.

Plusieurs produits contenant du mercure (thermomètres, ampoules à basse consommation et amalgames dentaires) font aussi partie de la catégorie des émissions « volontaires » et contiennent diverses quantités de mercure. Ces sources volontaires sont parfois classifiées comme des émissions anthropiques « secondaires » (p. ex. PNUE, 2008). Pour les besoins du présent rapport, les émissions anthropiques primaires et secondaires ne feront l'objet d'aucune différentiation. Cette façon de faire est conforme aux sources données, comme l'Inventaire national des rejets de polluants, qui n'admettent pas de telles classifications.

2.1.2.3 Réémission de mercure

La concentration de mercure dans l'atmosphère est déterminée par les sources anthropiques et naturelles, mais également par le mercure émis de nouveau en provenance des réservoirs environnementaux de dépôts antérieurs formés par les émissions anthropiques et naturelles dont la partie anthropique correspond aux émissions de mercure issu d'activités antérieures. Le mercure est émis de nouveau dans l'atmosphère par une libération depuis des surfaces naturelles, comme le sol et la végétation, et des surfaces aquatiques et on considère ces réémissions comme importantes comparativement aux émissions anthropiques (primaires) [Corbitt et al., 2011]. Les réémissions de mercure constituent près de 60 % des émissions annuelles totales de mercure et représentent le plus grand facteur d'incertitude dans les connaissances actuelles à propos des émissions. parce qu'il est difficile, voire impossible, de les

différencier des autres sources. D'autres recherches sont nécessaires pour prouver que les réémissions sont réellement aussi élevées qu'on le laisse entendre. Pour l'instant, cette question demeure controversée, car aucune étude majeure n'est disponible à ce sujet dans les ouvrages scientifiques.

2.1.2.4 Émissions de mercure issu d'activités antérieures

La partie anthropique du mercure émis de nouveau correspond aux émissions de mercure issu d'activités antérieures. Les émissions antérieures, dont les maximums s'établissaient aux environs de 2,5 Gg/ an-1 vers la fin du XIXe siècle, représentent une quantité considérable de mercure assujetti au phénomène de réémission. Les sources d'origine sont l'extraction de métaux contaminés au mercure, comme l'or et l'argent, et l'extraction du charbon aux fins de combustion. L'exploitation minière d'autres métaux et la fabrication à grande échelle d'acier, de ciment et d'hydroxyde de sodium représentaient d'importantes sources de mercure pendant cette période. Ces quantités émises demeurent pertinentes dans les calculs des réémissions actuelles puisqu'on a démontré que le mercure émis ne sera enfoui dans les sédiments qu'au bout d'environ 2 000 ans (Streets et al., 2011).

La figure 2.3 illustre la quantité et le pourcentage des émissions de mercure mondiales naturelles et anthropiques et des réémissions de mercure (comme elles sont difficiles à évaluer, les émissions mondiales de mercure issu d'activités antérieures ont été intégrées aux réémissions). Après leur libération dans l'environnement, ces quatre groupes d'émissions de mercure ne peuvent plus être distingués les uns des autres et suivent les mêmes voies de transport atmosphérique, de transformation, de dépôt et de réémission (Friedli et al., 2009; Mason et Sheu, 2002; Selin et al., 2007). Pour le reste des présentes, nous examinerons exclusivement les émissions anthropiques. La sous-section 2.3.3.1 traite des quantités estimatives d'émissions de mercure issu d'activités antérieures au Canada. Les données concernant les autres catégories sont très incertaines et difficiles à évaluer et, par conséquent, elles font l'objet de recherches continues.

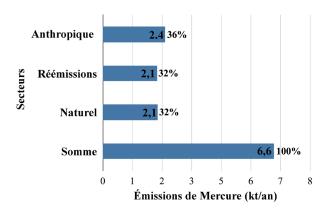


FIGURE 2.3 Émissions mondiales de mercure dans l'atmosphère provenant de sources anthropiques, de sources naturelles et des réémissions. 1 kt = 1 000 tonnes métriques ou 106 kg.

2.2 ÉMISSIONS DE MERCURE MONDIALES

La surveillance des émissions mondiales de mercure et du transport du mercure est d'une importance cruciale au Canada. En raison de la longue durée de vie du mercure élémentaire gazeux, de guelgues semaines dans la couche limite à un an et demi dans la troposphère (Soerensen et al., 2010), le mercure peut être transporté facilement depuis ses sources partout dans le monde, ce qui nécessite généralement plusieurs semaines (Jacob, 1999). Cependant, on en sait très peu sur les quantités des émissions en raison de l'absence d'inventaires nationaux, et les estimations présentent un haut degré d'incertitude (PNUE, 2008). C'est pourquoi des inventaires mondiaux sont requis afin de mieux comprendre les émissions de mercure, de modéliser correctement son transport et d'en comprendre les réactions, les sources et le puits. En ce qui concerne le Canada, le Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), ainsi que d'autres groupes ailleurs dans le monde tel le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN), ont fait beaucoup d'efforts pour compiler les inventaires des émissions des années nominales 1990, 1995 et 2000 (Pacyna et Pacyna, 2002), de même que 2005 (PSEA/PNUE, 2008; Pacyna et al. 2010). Les données récentes sur les émissions mondiales de mercure sont accessibles dans les documents « The Global Atmospheric Mercury Assessment: Sources,

Emissions and Transport » (PNUE, 2008 et PNUE, 2013) et « AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic » (PSEA, 2011).

2.2.1 Émissions de mercure anthropiques mondiales dans l'atmosphère en 2005, par secteur

On a évalué les émissions anthropiques mondiales totales de mercure dans l'atmosphère en 2005 à 1 921 tonnes [1 tonne = 10^3 kg] (PSEA/PNUE, 2008). La figure 2.4 montre que la plus importante source d'émissions anthropiques de mercure (environ 500 tonnes ou 25,9 %) dans l'atmosphère mondial est la combustion de combustibles fossiles, principalement du charbon, dans les centrales électriques et les chaudières industrielles. Les émissions de mercure découlant de la production aurifère occupent le deuxième rang mondial (430 tonnes ou 22.6 % des émissions anthropiques mondiales totales de mercure dans l'atmosphère). Les émissions de mercure provenant du chauffage résidentiel arrivent au troisième rang (382 tonnes ou 19,9 % des émissions anthropiques mondiales totales de mercure dans l'atmosphère). Les émissions de mercure de ces trois secteurs totalisaient cette

année-là 1 310 tonnes ou 68,4 % des émissions anthropiques mondiales totales.

2.2.2 Répartition géographique mondiale

L'inventaire des émissions anthropiques mondiales de mercure dans l'atmosphère peut être divisé par continent et est résumé à la figure 2.5. La plus importante source d'émission de mercure anthropique est l'Asie, soit 1 310 tonnes ou 67.8 % des émissions anthropiques mondiales totales de mercure dans l'atmosphère. L'Europe arrive au deuxième rang avec des émissions de 170 tonnes ou 9,0 % des émissions anthropiques mondiales totales de mercure dans l'atmosphère. L'Amérique du Nord occupe pour sa part le troisième rang en 2005, avec des émissions anthropiques mondiales totales de mercure dans l'atmosphère de 160 tonnes ou 8,3 % des émissions totales. Les émissions des États-Unis et du Canada en 2005 totalisaient 95,5 tonnes et 6,7 tonnes, respectivement, selon les chiffres de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) et d'Environnement Canada (USEPA, 2005), le reste des émissions étant attribuées au Mexique (environ 31 tonnes en 1999) et aux Caraïbes (Acosta-Ruiz et Powers, 1999).

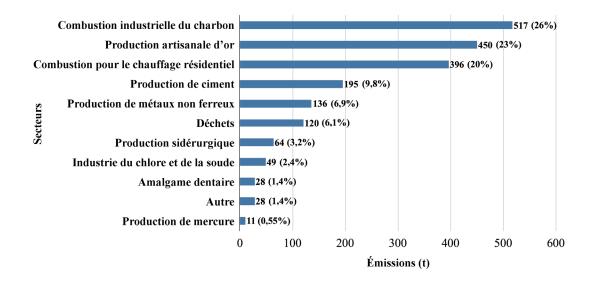


FIGURE 2.4 Quantités et proportion des émissions anthropiques mondiales de mercure dans l'atmosphère en 2005 pour divers secteurs (données révisées du PSEA/PNUE, 2008). Une « tonne » correspond à une tonne métrique ou à 1 000 kg.

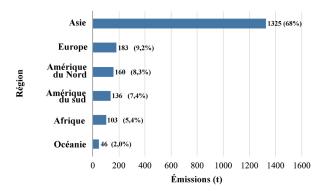


FIGURE 2.5 Quantités et proportion des émissions anthropiques mondiales de mercure vers l'atmosphère en 2005 pour diverses régions; données révisées du PSEA/PNUE, 2008. (Une « tonne » correspond à une tonne métrique ou à 1 000 kg.)

Parmi les importantes émissions en provenance d'Asie, la Chine continue de rejeter de grandes quantités de mercure dans l'atmosphère, provenant majoritairement de la combustion du charbon et de la fusion des métaux non ferreux (en particulier les fonderies de zinc). La Chine est responsable d'environ 50 % de toutes les émissions asiatiques, alors qu'en 2005, l'Asie a émis plus de mercure que le reste du monde combiné (figure 2.5).

2.2.2.1 Émission de mercure en Chine

On estime que la Chine constitue le plus gros émetteur unique de mercure dans le monde, dépassant largement les autres émetteurs. Néanmoins, il est à noter qu'en date de 2011, la Chine n'avait toujours pas produit d'inventaire de ses émissions nationales de mercure, de sorte que seules les estimations mondiales comprennent ces émissions (p. ex. Streets et al., 2005; Wu et al., 2006).

Parmi les secteurs industriels en Chine, la production d'électricité et, par conséquent, les émissions des centrales électriques alimentées au charbon (257 tonnes en 2003) constituent une part importante des émissions totales de mercure, en plus de la production de métaux non ferreux (321 t) pour une contribution combinée représentant 80 % des émissions de mercure de la Chine. Ces deux secteurs affichaient des taux de croissance de 3 à 6 % entre 1995 et 2003 (Wu et al., 2006). Les restructurations

continues et l'installation de dispositifs antipollutions pour les polluants atmosphériques dans le secteur chinois de l'électricité pourraient avoir réduit sa contribution relative aux émissions globales au cours des dernières années. Tout aussi importantes sont les émissions provenant de la combustion de charbon de piètre qualité mélangé à divers types de déchets qu'on utilise dans les petites unités résidentielles pour se chauffer et dans les régions rurales pour cuire la nourriture. La Chine a contribué à hauteur d'environ 40 % aux émissions de mercure mondiales en produisant des émissions anthropiques évaluées à 696 ± 307 tonnes (Wu *et al.*, 2006; Pacyna *et al.*, 2010).

2.2.2.2 Émissions de mercure de la Sibérie

Les émissions anthropiques de mercure en provenance de la Sibérie totalisent environ 340 tonnes par année (Vasiliev *et al.*, 1998). Ces émissions sont dominées par le secteur industriel, en particulier par les usines de chlore et d'hydroxyde de sodium, qui contribuent aux émissions totales à hauteur de 70 %, et par la production aurifère, qui y contribue à hauteur de 20 %. La combustion de biomasse constitue également une source significative de mercure, qu'on a évaluée à 99 tonnes par année de 1997 à 2006 (Friedli *et al.*, 2009).

2.2.2.3 Émissions de mercure des États-Unis

Les données sur les émissions de mercure des États-Unis sont disponibles dans l'inventaire des rejets toxiques [Toxics Release Inventory (TRI)] et l'inventaire des émissions nationales [National Emissions Inventory (NEI)]. Les inventaires antérieurs des émissions anthropiques, résumés par Pai et al. (2000) pour 1990, en Amérique du Nord, ont constitué la source principale des données américaines utilisées par l'Environmental Protection Agency des États-Unis. Cet inventaire a été mis à jour ultérieurement pour un exercice de modélisation (Seigneur et al., 2001). Parmi les inventaires régionaux, ceux du nord-est des États-Unis sont particulièrement intéressants pour le Canada en raison de leur proximité et de l'activité économique intensive de cette région, et on s'est efforcé d'en évaluer les émissions (Lee et al., 2001, Walcek *et al.*, 2003 et Sigler *et al.*, 2006). Les ouvrages scientifiques présentent un grand nombre d'exemples d'estimations de secteur et fondées sur l'emplacement, par exemple pour les incendies (Wiedinmyer et Friedli, 2007). Dans le cas des études de modélisation, les données de l'Environmental Protection Agency des ÉtatsUnis sont généralement utilisées (*p. ex.* récemment, par Holloway *et al.*, 2012, pour la région des Grands Lacs et par Myers *et al.*, 2013, pour le sud-ouest des États-Unis).

Les émissions de mercure déclarées des inventaires Toxics Release Inventory et National Emissions Inventory montrent des diminutions continuelles qui reflètent les changements dans les inventaires et les exigences de déclaration. En 2000, les exigences de déclaration du Toxics Release Inventory pour le mercure et les composés du mercure sont passées de 11,4 tonnes de mercure fabriqué ou traité, ou l'utilisation de plus de 4,5 tonnes de mercure, à un seuil de 4,54 kg au-dessus duquel la déclaration est obligatoire. Cette modification des exigences de déclaration a mené à la déclaration d'émissions de mercure cinq fois supérieures aux États-Unis en vertu du Toxics Release Inventory (voir la figure 2.6).

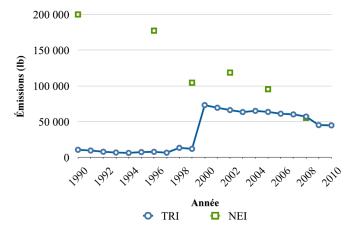


FIGURE 2.6 Émissions nationales totales de mercure des États-Unis, de 1990 à 2010, selon le Toxic Release Inventory (TRI) et le National Emissions Inventory (NEI) [USEPA, 2008, 2012]. Une livre (lb) égale 0,454 kg.

Les estimations exhaustives des émissions de mercure du National Emissions Inventory sont disponibles pour 2002, 2005 et 2008. Le site Web sur

le mercure de l'Environmental Protection Agency des ÉtatsUnis présente aussi les estimations pour 1990. 1996 et 1999. La documentation de l'inventaire des sites du National Emissions Inventory v2 de 2008 dresse la liste de diverses sources de contribution ponctuelles, dont 4 ou 5 tonnes sur environ 55 tonnes d'émissions de sources ponctuelles proviennent directement du Toxics Release Inventory (USEPA, 2012). Les données exhaustives de 2008 indiquent un inventaire légèrement inférieur aux émissions déclarées par les installations dans le cadre du Toxics Release Inventory. On présume que cette divergence résulte d'une différence dans le nombre d'émissions attribuées à la contribution ponctuelle dans le National Emissions Inventory v2 de 2008 et des mises à jour continues fournies par les installations déclarantes au Toxics Release Inventory. Dans le National Emissions Inventory v2 de 2008. la contribution non ponctuelle représente près de 5 tonnes ou 9 %. Dans l'ensemble, en tenant compte des mises en garde données, le National Emissions Inventory rapporte que les émissions des États-Unis ont diminué d'environ 72 %, passant de 90 800 kg (200 000 lb) en 1990 à 22 700 kg (moins de 50 000 lb) en 2008 [voir la figure 2.6].

2.2.3 Tendances, projections et incertitudes relatives aux rejets mondiaux de mercure

Les inventaires des émissions mondiales ont été créés pour le rapport 2008 du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique et du Programme des Nations Unies pour l'environnement. L'analyse des tendances temporelles des émissions anthropiques mondiales de mercure dans l'atmosphère entre 1990 et 2005 repose sur ces inventaires et inclut un examen préliminaire des tendances générales qui compare les données disponibles pour 1990, 1995, 2000 et 2005. Ces estimations des émissions anthropiques totales de mercure dans l'atmosphère sont présentées à la figure 2.7. Alors que les émissions de mercure involontaires ont diminué entre 1990 et 2005. les émissions découlant d'une utilisation volontaire de mercure ont augmenté entre 1995 et 2005, ce qui a occasionné une légère augmentation des émissions totales entre 1995 et 2005.

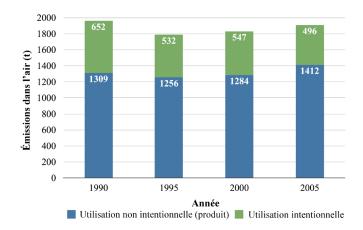


FIGURE 2.7 Estimations des émissions anthropiques mondiales totales de mercure dans l'atmosphère, occasionnées par une « utilisation volontaire » et une « utilisation involontaire » du mercure [Pacyna et al., 2010]. (Une « tonne » correspond à une tonne métrique ou à 1 000 kg.)

Le continent qui affiche le plus haut taux et la contribution la plus élevée est l'Asie, soit 70 % des émissions mondiales, une hausse de 50 % par rapport à 1990, en raison des forts taux de croissance économique qui ont entraîné une forte demande en énergie (principalement basée sur la combustion

de combustibles fossiles) et en matières premières. L'Europe et l'Amérique du Nord montrent des tendances à la baisse. Les émissions mondiales de mercure sont donc considérées comme stables, car les tendances à la baisse de l'Europe et de l'Amérique du Nord compensent les émissions accrues de l'Asie.

L'inventaire des émissions anthropiques mondiales de 2005 a également servi de base au développement de certains scénarios de premier ordre d'inventaires des émissions pour 2020 (PSEA/PNUE, 2008). Les scénarios d'inventaires et le travail de modélisation basés sur ces inventaires sont présentés au chapitre 9. Les émissions en vertu des divers scénarios sont décrites au tableau 2.1. À l'heure actuelle, deux études ont tenté de prédire les émissions anthropiques mondiales futures de mercure dans l'atmosphère, notamment les estimations pour 2020 selon trois scénarios (PSEA/PNUE, 2008; Pacyna et al., 2010) et les estimations pour 2050 selon quatre scénarios du Rapport spécial sur les scénarios d'émissions du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Streets et al., 2009). D'autres travaux de ce genre doivent être réalisés pour affiner

TABLEAU 2.1 Émissions mondiales de mercure en 2020 et en 2050 par scénario et par région (mg/an-1)

Année	Scénario	Amérique du Nord	Amérique centrale et du Sud	Afrique	Europe, Russie, Moyen-Orient	Asie et Océanie	À l'échelle mondiale	Référence
2005	_		_		_	_	1439	
2020	SQ	142.8	53.6	74.1	222.7	1358.6	1851.9	1
2020	EXEC	66.2	31.0	35.0	112.3	604.4	852.3	1
2020	MFTR	54.3	27.4	27.9	94.6	462.1	666.1	1
2050	A1B	225.9	473.6	509.6	676.5	2970.0	4855.6	2
2050	A2	239.1	415.6	375.5	667.3	2208.5	3905.9	2
2050	B1	121.9	340.4	357.0	358.1	1208.9	2386.2	2
2050	B2	131.3	331.2	308.1	398.0	1461.4	2629.9	2

SQ = « statu quo » : présume que les tendances, les pratiques et les utilisations actuelles qui engendrent les émissions de mercure dans l'atmosphère se poursuivront.

CAÉ = « contrôle accru des émissions » : présume que l'économie progresse selon un taux qui dépend du développement futur des technologies industrielles et des technologies antipollutions.

RMTF = « réduction maximale techniquement faisable » : présume la mise en œuvre de toutes les solutions et mesures disponibles, ce qui mènerait à la réduction maximale des émissions de mercure et des rejets de mercure dans tous les milieux.

A1B: 225,9; A2: 239,1 B1: 121,9; B2: 131,3 A – PSEA/PNUE, 2008 B – Streets *et al.*, 2009 notre compréhension des voies d'entrée éventuelles des émissions de mercure à venir.

Une quantité substantielle de travail a été nécessaire par le passé afin d'évaluer l'incertitude associée aux sources industrielles majeures, car il est plus facile d'évaluer et de comparer des secteurs individuels (Lindberg *et al.*, 2007; Pacyna *et al.*, 2003; Streets *et al.*, 2005; Swain *et al.*, 2007). Bien que les estimations actuelles des émissions anthropiques soient citées

avec une plus grande précision pour beaucoup d'autres polluants, on accepte généralement une incertitude de ± 30 % pour les sources industrielles majeures de mercure (voir le tableau 2.2; PNUE, 2013). Le tableau 2.3 résume les émissions des secteurs sous forme de moyenne assortie d'un intervalle fondé sur les incertitudes des estimations. L'absence d'intervalle indique qu'aucune donnée n'est disponible pour évaluer l'incertitude.

TABLEAU 2.2 Incertitude des estimations d'émissions de mercure par catégorie de source

Source industrielle	Incertitude (± %)				
Combustion fixe de combustible	25 %				
Production de métaux non ferreux	30 %				
Production sidérurgique	30 %				
Production de ciment	30 %				
Élimination et incinération des déchets	Jusqu'à 5 fois supérieures				
Production de mercure et d'or	Inconnue				

Reproduction du tableau 7, Pacyna et al., 2010, avec l'autorisation d'Elsevier.

TABLEAU 2.3 Estimations des émissions anthropiques mondiales de mercure dans l'atmosphère en 2005 pour divers secteurs (données révisées du PSEA/PNUE, 2008).

Secteur	Emissions en 2005 (t) ^a	Contribution par rapport aux émissions totales dans l'atmosphère (%)
Combustion de charbon dans les centrales thermiques et dans les chaudières industrielles	498 (339–657)	26
Chauffage domestique/autre combustion	382 (257-506)	20
Production d'or artisanale et à petite échelle	323	17
Production de ciment	189 (114–263)	10
Métaux non ferreux (cuivre, zinc, plomb)	132 (80-185)	7
Production aurifère à grande échelle	111 (66–156)	6
Autres déchets	74	4
Fonte de première fusion et acier, acier secondaire	61 (35–74)	3
Incinération des déchets	42	2
Industrie du chloralcali	47 (29-64)	2
Amalgames dentaires (incinération) ^b	27	1
Autres	26	1
Production de mercure	9 (5–12)	0.5
Total	1921	100

a) Représente la meilleure estimation : estimation (intervalle d'incertitude) ou estimation prudente (sans intervalle). Consultez PSEA/PNUE (2008) pour un examen des incertitudes. b) Exclut les autres rejets occasionnés par la production, la manipulation, l'utilisation et l'élimination des amalgames dentaires. Une « tonne » correspond à une tonne métrique ou à 1 000 kg.

2.3 ÉMISSIONS DE MERCURE DU CANADA

Dans le cas des émissions canadiennes, plusieurs études ont servi de fondement aux estimations actuelles. Les émissions de 1990 à 2010 se composent d'une combinaison des émissions ponctuelles et des estimations des émissions diffuses afin d'assurer une couverture et une quantification complètes des émissions anthropiques. Les facteurs d'émission calculés pour les métaux lourds des fonderies de métaux non ferreux incluent le mercure dans les données de production du début des années 1990 d'un certain nombre de fonderies d'importance (Skeaff et Dubreuil, 1997). Les calculs sont fondés sur l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) et le programme d'Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques (ARET) [jusqu'en 2000], qui ont fourni les données sousjacentes aux estimations d'aujourd'hui (section 2.3.1).

Les inventaires régionaux comprennent les données recueillies pour les Maritimes (basées en partie sur les données de l'Inventaire national des rejets de polluants) et un inventaire des émissions indépendant pour l'Ontario (Sang et Lourie, 1997). Dans la présente étude, selon la disponibilité des données, on a calculé ou estimé les facteurs d'émission afin d'établir un aperçu des émissions de mercure (les données présentées ne se rapportent pas à une année en particulier). Les auteurs affirment qu'un haut degré d'incertitude est associé aux données présentées, p. ex. à cause de l'utilisation de facteurs d'émission

estimatifs provenant d'autres pays, de l'utilisation d'une valeur unique pour le contenu en mercure du charbon, etc. Les émissions totales de mercure en provenance de toutes les sources sont évaluées à 4 167 kg, dont 20 % émaneraient de la combustion de combustibles fossiles, 15 %, des émissions d'enfouissement, 11 %, de l'incinération des déchets et 5 %, de l'activité industrielle (Sang et Lourie, 1997). Aucune étude similaire n'existe pour les autres provinces et territoires du Canada. Les émissions vers les eaux de surface ont été évaluées à 2 500 kg/an⁻¹ (Sang et Lourie, 1997).

Il existe des règlements canadiens qui restreignent les émissions de mercure aux échelles fédérale, provinciale et municipale. Des normes pancanadiennes sur les émissions de mercure sont mises en œuvre pour les principaux secteurs émetteurs de mercure (production d'électricité au moyen de charbon, fonderies de métaux, incinérateurs de déchets, ampoules contenant du mercure et amalgames dentaires). Dans le cas des centrales thermiques alimentées au charbon, on a fixé un plafond à 1 130 kg/an⁻¹ pour 2010 (les émissions estimatives de ce secteur en 2010 étaient de 1 580 kg; voir le tableau 2.4). À l'échelle provinciale, l'Alberta classe le mercure comme un polluant d'intérêt hautement prioritaire, en particulier pour les centrales thermiques alimentées au charbon qui visent une réduction de 50 % de leurs émissions (Valupadas, 2009), La Ville de Toronto restreint les rejets de mercure au paragraphe 681-2 (code municipal de Toronto : égouts) p. ex. dans le cas des rejets d'égout domestiques ou unitaires, à 0,01 mg/L-1 de mercure (total) et dans

TABLEAU 2.4 Principaux secteurs émetteurs de mercure dans l'atmosphère au Canada pour certaines années

Secteur	1990		1995			2000		2005		2010	
Secteur	%	(kg)	%	(kg)	%	(kg)	%	(kg)	%	(kg)	
Exploitation minière et fusion de métaux non ferreux	71	(24 918)	32	(4 661)	17	(1 940)	23	(1 701)	10	(542)	
Production d'énergie électrique	6	(2 251)	14	(1 995)	36	(4 006)	29	(2 147)	30	(1 580)	
Industrie du ciment et du béton	1	(458)	3	(418)	4	(408)	3	(211)	6	(318)	
Industries sidérurgiques	3	(897)	7	(965)	9	(980)	9	(673)	8	(420)	
Secteur des déchets	11	(3 837)	29	(4 284)	19	(2 142)	19	(1 400)	24	(1 268)	
Autres	8	(2 901)	16	(2 365)	16	(1 749)	16	(1 207)	22	(1 188)	
Émissions totales (en kg)		35 262		14 688		11 225		7 340		5 315	

le cas des rejets d'égouts pluviaux, à 0,0004 mg/L⁻¹. Dans son Règlement 90, la Ville de Montréal fixe à un maximum de 3,9 µg/m⁻³ la moyenne horaire d'émissions totales de mercure dans l'atmosphère.

2.3.1 Inventaire national des rejets de polluants (INRP)

Les inventaires des émissions de mercure canadiennes existent depuis 1970 pour soutenir l'élaboration des politiques nationales et internationales. Ces inventaires surveillent aussi la mise en œuvre des politiques nationales et provinciales et en évaluent l'efficacité. Les données sur le mercure font partie d'un inventaire exhaustif des émissions de polluants atmosphériques et ont été activement tenues à jour de 1990 à 2010 en vue de répondre aux récentes exigences du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2006) et d'autres initiatives provinciales. En outre, les données de l'Inventaire national des rejets de polluants sont intégrées au protocole sur les métaux lourds de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU), qui couvre explicitement les émissions de mercure provenant de source anthropique (CEE-ONU, 2013).

Les données d'inventaire présentées dans ce chapitre sont le résultat d'un recalcul intégral des émissions provenant de sources diffuses et d'une réévaluation des émissions estimatives des installations entre 1990 et 2010. Les changements considérables attribuables à ce recalcul sont examinés plus en détail à la section 2.3.2 (Changements de méthode).

Les émissions de sources ponctuelles ont été établies à partir du programme d'Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques (programme d'Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques, un programme de réduction volontaire des rejets qui a été en vigueur de 1994 à 2000) et des programmes de l'Inventaire national des rejets de polluants. Ces renseignements ont également été complétés au moyen de données supplémentaires provenant d'études réalisées par les associations industrielles, les provinces et les territoires, et d'études spéciales propres à certains sites. Les

émissions de sources diffuses sont évaluées au moyen des statistiques sur le niveau d'activité et des facteurs d'émission. Tout a été mis en œuvre pour éliminer la double comptabilisation des émissions provenant de sources ponctuelles et diffuses.

Dans les années 1990, le programme d'Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques et les programmes de l'Inventaire national des rejets de polluants ont contrôlé les plus grandes sources d'émissions au Canada. En 2000, le seuil de déclaration des rejets de mercure a été modifié, passant de 10 tonnes à 5 kg de mercure fabriqué, traité ou utilisé d'autre manière. (Une « tonne » correspond à une tonne métrique ou à 1 000 kg. Cette convention est utilisée dans tout le rapport et dans l'ensemble des figures et des tableaux). Par suite de ce changement, les rejets totaux déclarés de mercure dans l'atmosphère ont en fait doublé, parce que des installations qui auparavant ne répondaient pas aux exigences de déclaration ont commencé à déclarer leurs rejets de mercure. Selon les données des nouvelles sources de déclaration des émissions à compter de 2000, les estimations des émissions antérieures à 2000 ont été soigneusement examinées et rajustées afin d'assurer la comptabilisation appropriée de toutes les émissions de mercure.

Hagreen et Lourie (2004) ont évalué les principaux inventaires des émissions canadiennes d'où proviennent les données utilisées pour l'élaboration des politiques. En plus de l'Inventaire national des rejets de polluants, les résultats d'une étude identifiant les principaux secteurs contribuant aux rejets de mercure (CCME, 2000) et d'un rapport sur certains produits contenant du mercure ont été examinés (Doiron et Napier, 1998). Les renseignements sur les limitations et sur les émissions non comptabilisées sont fournis.

2.3.2 Changements de méthode

L'inventaire des émissions de mercure du Canada et les tendances en cette matière nécessitaient des mises à jour pour plusieurs années, car les inventaires à compter de 2000 et les tendances établies pour 1990 à 1999 ont été réalisés au moyen de méthodes différentes et comprenaient des sources d'information non vérifiables. Les mises à jour comprenaient les plus récentes données déclarées par les installations en vertu de l'Inventaire national des rejets de polluants, des méthodes mises à jour pour les sources diffuses et des renseignements supplémentaires fournis par des associations et des consultants. Par ailleurs les inventaires ont été restructurés selon le schéma utilisé actuellement, qui est fondé sur la communité des intérêts réglementaires (ou autre), des processus utilisés et des matières produites.

Voici les changements particuliers aux fins de réévaluation des émissions de mercure pour chaque secteur industriel et pour les produits contenant du mercure :

- Les émissions ponctuelles ont été examinées pour vérifier la source des données (programme d'Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques, Inventaire national des rejets de polluants, Environnement Canada, autre) et relever les incohérences. Dans les cas où suffisamment de renseignements étaient disponibles, les émissions par installation ont été interpolées à l'aide de statistiques nationales ou provinciales et d'information sur la production. Dans le cas de certains secteurs sources mineurs pour lesquels les données statistiques disponibles étaient insuffisantes, la movenne ou la valeur minimale déclarée a été reportée rétrospectivement pour 1990. Ces modifications ont touché la plupart des secteurs à divers degrés, par exemple, ceux du traitement des métaux non ferreux, de l'aluminium, des produits chimiques et des déchets, ainsi que les secteurs commerciaux.
- Le secteur de la production d'électricité à partir du charbon a fait l'objet de contrôles à maintes occasions depuis la fin des années 1990 jusqu'aux environs de 2005 et on a observé une certaine discontinuité dans les tendances des émissions par installation. Les estimations des émissions d'Environnement Canada pour 1990 à 1999 étaient fondées sur les estimations des émissions déclarées pour l'année 2000. Étant donné que ce secteur a connu de nombreux changements durant cette période (ajout de dispositifs antipollutions, lavage du charbon, etc.), on croit que les estimations sont faibles.

- L'inventaire du mercure dans les produits se fondait sur la méthode du Minnesota (MPCA, 2001), qui calcule la quantité de mercure disponible, puis l'attribue à chaque source et en estime la répartition entre les divers flux de déchets. Les émissions en provenance de produits contenant du mercure comprennent actuellement des données de 1990 à 2010. La méthode de suivi de l'utilisation des interrupteurs d'automobiles contenant du mercure a été mise à jour et s'appuie désormais sur les changements d'enregistrement des véhicules et l'année modèle plutôt que sur les estimations du parc de véhicules.
- Les méthodes d'évaluation des émissions et les facteurs d'émission ont été mis à jour pour les inventaires de 2007 à 2010. Les changements touchent la combustion de combustible, le bitume et les fonderies de métaux ferreux. Les estimations des émissions provenant du bitume ont été améliorées pour toute la série chronologique en y intégrant les autres utilisations du bitume, par exemple pour les toitures. L'utilisation de carburant en agriculture (pour l'équipement agricole fixe) a été séparée de la combustion de combustible résidentielle.
- On a mis au point une nouvelle méthode fondée sur l'utilisation de soude pour l'industrie de la fabrication du verre, qu'on utilise pour évaluer la production totale de verre au Canada. On a aussi mis au point une nouvelle méthode pour le facteur d'émission du Royaume-Uni, qui représentait la médiane entre le facteur d'émission PARCOM ATMOS (van der Most et Veldt, 1992) et le facteur d'émission de l'Inventaire national des rejets de polluants de l'Australie.
- Les estimations du secteur des pâtes et papiers ont été fournies par un consultant qui travaille à l'Association des produits forestiers du Canada (APFC). On a eu recours à l'interpolation linéaire des données de 1990 à 1995 qui ont ensuite été extrapolées de façon linéaire jusqu'aux valeurs déclarées actuelles de l'Inventaire national des rejets de polluants.
- Les émissions provenant de la fabrication de noir de carbone ont été exclues. On a présumé qu'elles faisaient plutôt partie des estimations des émissions provenant de la combustion

- de combustible, qui correspond à la voie de production habituelle du noir de carbone.
- On a réévalué les émissions du secteur de la chaux selon un facteur d'émission qui dépend de la capacité des installations qui déclarent actuellement leurs rejets en vertu de l'Inventaire national des rejets de polluants. Les résultats ont été appliqués à la production nationale, puis répartis par installation et pondérés selon la capacité. On a ainsi obtenu une estimation prudente pour les autres installations qui n'atteignent pas le seuil de déclaration de l'Inventaire national des rejets de polluants.

En comparant les méthodes utilisées au Canada à celles utilisées aux États-Unis (et dans d'autres pays) pendant la production et l'amélioration de l'inventaire des émissions de mercure canadiennes, on a découvert qu'il reste encore des améliorations à apporter dans les domaines suivants afin de mieux caractériser les émissions de mercure du Canada :

- La quantité de données disponibles actuellement est insuffisante pour caractériser adéquatement les émissions de mercure du transport maritime commercial.
- Le rapprochement des installations déclarantes et des sources diffuses doit être amélioré afin de réduire encore plus la possibilité de double comptabilisation des émissions. À l'heure actuelle, le rapprochement est réalisé sur la base des émissions, mais il pourrait être étayé par des renseignements sur la production et l'utilisation de combustibles (et leur contenu estimatif en mercure) des installations déclarantes.
- Plusieurs estimations du mercure dans les produits sont fondées sur les méthodes des États-Unis associées à très peu d'information canadienne. Il faut obtenir le nombre réel de produits canadiens contenant du mercure en cours d'utilisation, ainsi que des renseignements sur leur taux de mise hors service et leur élimination dans les divers flux de déchets.

2.3.3 Émissions de mercure issu d'activités antérieures au Canada

Les anciennes émissions (de 1800 à 1995) ont déjà été étudiées pour les provinces des Maritimes [Nouvelle-Écosse, Nouveau-Brunswick et Île-du-Prince-Édouard] (Sunderland et Chmura, 2000a). Les données de carottes de sédiments indiquent d'importantes concentrations de mercure à compter du début des années 1800 (Buckley et al., 1995). Comparativement aux émissions des États-Unis, qui ont atteint un sommet autour des années 1850 (Streets et al., 2011), le premier maximum d'émissions de mercure dans les Maritimes n'a été atteint que dans les années 1940, alors que la combustion du charbon était à son point culminant. Le charbon est responsable de 75 % des émissions de mercure cumulatives de 50 tonnes survenues entre 1800 et 1995, époque où il a été remplacé par des combustibles de remplacement tels des produits pétroliers raffinés. Dans les années 1940, les émissions annuelles de mercure ont atteint un niveau record de 778 à 1 494 kg, l'intervalle témoignant du haut degré d'incertitude. L'étude des émissions passées est essentielle pour quantifier les émissions de mercure issu d'activités antérieures qui composent une partie imposante des émissions de mercure d'aujourd'hui et qui, selon les estimations réalisées pour les provinces des Maritimes, représenteraient plus de 50 % des émissions anthropiques [de 570 à 900 kg provenant de sources passées comparativement à 405 kg provenant de sources contemporaines] (Sunderland et Chmura, 2000b).

La société Hudson Bay Mining et Smelting (HBMS) à Flin Flon, au Manitoba, était une grande émettrice de mercure au début des années 1990. La fonderie de Flin Flon, entrée en exploitation au début des années 1930, utilisait l'électroextraction par grillage et lixiviation pour produire du zinc (Zoltai, 1988). Au début des années 1990, ses émissions de mercure totalisaient 19 ou 20 tonnes par année, mais avec l'introduction de la technologie de la lixiviation sous pression en deux étapes mise au point par Sherritt pour l'extraction du zinc en 1993 (CCME, 2002), ses émissions ont diminué à environ 8 tonnes et ont continué de descendre pour atteindre moins de 2 tonnes vers le milieu des années 1990. En

2000, le charbon a été remplacé par des brûleurs au propane pour la fusion du cuivre (Outridge et al., 2011). À l'arrivée de l'an 2000, les niveaux d'émissions avaient baissé à 1,4 tonne et ont continué de diminuer pour atteindre moins de 300 kg en 2010. En 2011, aucun rejet atmosphérique n'a été déclaré (Environnement Canada, 2013a) par suite de la fermeture de la dernière fonderie de cuivre en 2010 (AECOM, 2013). Les données sont basées sur l'analyse des dépoussiéreurs électrostatiques, de sorte qu'une sous-estimation des rejets totaux de mercure est possible, puisqu'on n'a pas surveillé directement les émissions de mercure élémentaire gazeux (Outridge et al., 2011, citant Nilsen, 2003). Les données sur les émissions de mercure déclarées (y compris les données sur le zinc) ont fait l'obiet d'un contrôle critique dans le cadre d'une étude réalisée par Outridge et al. (2011) au moyen de sédiments lacustres et de carottes prélevés dans les environs immédiats de l'exploitation. L'exposition aux alentours des activités de fusion passait de faible à élevée, puis à faible, selon la direction des vents prédominants. On a déterminé des concentrations de mercure à la hausse depuis le début des activités de fusion dans les années 1930, puis des concentrations de mercure à la baisse depuis le début des années 1990, ce qui laisse supposer une importante contribution des activités de fusion aux quantités de mercure dans les environs immédiats de la fonderie. La mesure de la composition de l'isotope du mercure a été utilisée pour différencier la pollution au mercure issue de l'exploitation minière et de la fonderie du fond géochimique local (p. ex. Sonke et al., 2010). Une étude de composition des isotopes dans les sédiments d'un lac a montré des hausses marquées de mercure pour les années 1930, culminant dans les années 1990, puis des diminutions par la suite, conformément aux règlements sur les émissions instaurés à la fin des années 1980. Les concentrations de mercure dans les sédiments près de la fonderie étaient de 400 à 20 000 ng/g-1. Ces résultats sont conformes à ceux des études d'Outridge et al. (2011) et de Harrison et Klaverkamp (1990), les derniers rapportant des données de 1985. En résumé, les études indépendantes ont observé les mêmes tendances des concentrations de mercure dans les carottes de sédiments lacustres et de tourbe que celles qu'on a déclarées en vertu de l'Inventaire

national des rejets de polluants. Un certain nombre de mises en garde s'imposent quant à la difficulté que pose la comparaison des quantités émises absolues (Outridge *et al.*, 2011). Les activités courantes à Flin Flon, en plus de l'exploitation minière, comprennent l'exploitation d'un concentrateur, l'utilisation de la technologie de la lixiviation sous pression en deux étapes mise au point par Sherritt pour l'extraction du zinc et les activités d'une usine de filtres de cuivre (Collins *et al.*, 1994, Hudbay, 2013).

2.3.3.1 Étude de cas : tendances historiques de la pollution au mercure selon les données des carottes de glace

L'étude de cas ci-dessous présente un point de vue historique sur la période s'étendant de 1940 à 2010 en ce qui concerne les concentrations des espèces de mercure dans l'Arctique. La zone d'accumulation des glaciers et des calottes glaciaires peut préserver un enregistrement des concentrations de mercure atmosphérique passées et des dépôts sur la neige, qu'on appelle archives glaciaires ou enregistrements cryosphériques à long terme (p. ex. le tableau 9 dans Durnford et Dastoor, 2011). L'air interstitiel piégé peut être extrait des carottes de glace, tandis qu'on peut analyser la matrice de névé ou de glace directement en vue d'y relever des formes particulières de mercure, pour ainsi reconstruire les variations passées de la charge de mercure atmosphérique.

On a réalisé des enquêtes au Groenland (Boutron et al., 1998, Mann et al., 2005; Faïn et al., 2009), dans l'Antarctique (Jitaru et al., 2009), sur les glaciers de latitude moyenne et d'altitude élevée de la partie continentale des États-Unis (Schuster et al., 2002), dans les Alpes françaises (Jitaru et al., 2003), dans l'Himalaya (Wang et al., 2008) et en Asie centrale (Eyrikh et al., 2003). Les comparaisons entre les études sont difficiles en raison des différentes méthodes analytiques utilisées. Des enregistrements à long terme sont disponibles pour le centre du Groenland (Faïn et al., 2009), le sommet du glacier Fremont dans la partie médio-continentale des États-Unis (Schuster *et al.*, 2002) et le glacier Belukha dans les montagnes de l'Altaï en Sibérie (Eyrikh et al., 2003). L'emplacement de ces sites est présenté à la figure 2.8.

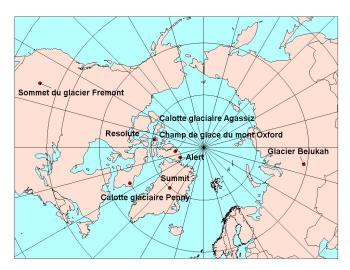


FIGURE 2.8 Emplacements des sites de carottage dans l'hémisphère nord et des sites de surveillance de la qualité de l'air d'Alert et de Resolute dans l'Arctique canadien

Les résultats indiquent que la pollution mondiale au mercure dans l'hémisphère nord a augmenté de façon marquée pendant l'ère industrielle, la plus forte augmentation s'étant produite après la Deuxième Guerre mondiale (Schuster et al., 2002; Eyrikh et al., 2003). Les variations dans l'accumulation du mercure au cours de 30 à 60 dernières années sont loin d'être synchrones à l'échelle hémisphérique (voir la figure 2.9). Sur le sommet du glacier Fremont, dans la partie continentale des États-Unis (figure 2.9a), l'accumulation de mercure total a culminé au milieu des années 1980 pour ensuite diminuer, du moins jusqu'à la fin des années 1990. On a attribué cette diminution aux émissions industrielles de mercure à la baisse à la suite de l'adoption de la Loi sur la qualité de l'air et de ses modifications subséquentes (Schuster et al., 2002). Au contraire, l'enregistrement du glacier Belukha dans les montagnes de l'Altaï en Sibérie (figure 2.9b) montre plusieurs périodes d'accumulation accrue de mercure total, d'abord dans les années 1940, ensuite dans les années 1950 à 1980, puis de nouveau dans les années 1990. Les différences entre les enregistrements donnent à penser que les divers sites géographiques sont touchés par du mercure atmosphérique émis de sources distinctes ou transporté par des voies différentes.

Les enregistrements glaciaires des accumulations de mercure de l'Arctique diffèrent des enregistrements de latitude moyenne. Les mesures du mercure total dans le névé à Summit, au Groenland (figure 2.9c), semblent indiquer que les accumulations de mercure ont atteint leur sommet avant les années 1960 (Boutron et al., 1998). Par contre, un profil reconstruit du mercure élémentaire gazeux dans l'atmosphère au-dessus de Summit réalisé par Faïn et al. (2009) montre une plus longue période de concentration maximale de mercure élémentaire gazeux entre le milieu des années 1960 et le milieu des années 1980. suivie d'une diminution dans les années 1990, ce qui correspond généralement aux tendances des émissions de mercure mondiales et aux mesures du mercure élémentaire gazeux à des latitudes movennes à élevées dans l'hémisphère nord (PNUE, 2008; Steffen et al., 2005). Selon ces données, on peut poser l'hypothèse que les mesures antérieures du mercure total étaient trop partielles pour cerner avec précision les tendances temporelles. Autrement, ces résultats pourraient laisser entendre une corrélation complexe entre les accumulations de mercure total dans le névé du centre du Groenland et les concentrations de mercure élémentaire gazeux en altitude.

Au Canada, trois sites ont fait l'objet d'enquêtes durant l'Année polaire internationale 2007-2008 (figures 2.9d et 2.9e): la calotte glaciaire Penny, au sud de l'île de Baffin (67° N; figure 2.9d) ainsi que la calotte glaciaire Agassiz et le champ de glace du mont Oxford, dans l'île d'Ellesmere (81 et 82° N; figure 2.9e). L'enregistrement de la calotte glaciaire Penny (figure 2.9d) montre une légère augmentation des accumulations de mercure total depuis le milieu des années 1960, ponctuées de fluctuations sousdécennales. Au contraire, les deux enregistrements de l'île d'Ellesmere (calotte glaciaire Agassiz et champ de glace du mont Oxford) semblent indiquer une faible variabilité des accumulations de mercure total au cours des 65 dernières années, mise à part une période de dépôts accrus du milieu à la fin des années 1990 (figure 2.9e).

La forte similitude entre les enregistrements de la calotte glaciaire Agassiz et du mont Oxford s'avère particulièrement importante, parce que ces enregistrements ont été produits et datés de manière

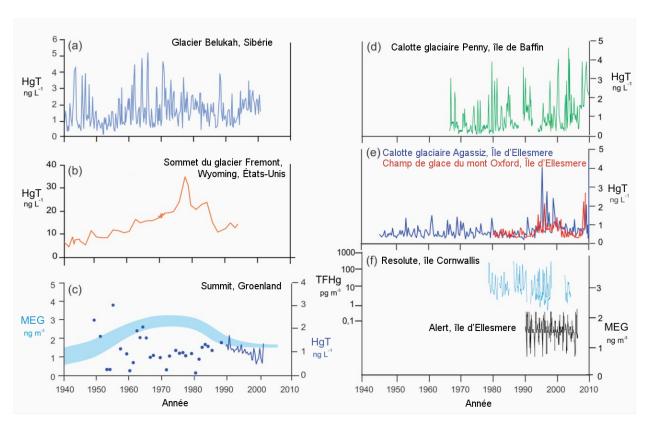


FIGURE 2.9 Tendances des concentrations de mercure atmosphérique ou de l'accumulation nette sur la période allant de 1940 à 2010, selon les données des archives glaciaires de l'hémisphère nord. a) Mercure total dans le glacier Belukha dans les montagnes de l'Altaï en Sibérie (redessiné à partir d'Eyrikh et al., 2003; b) Mercure total dans le sommet du glacier Fremont, dans le Wyoming, aux États-Unis (Schuster et al., 2002); c) mercure total du névé et de la glace (points et ligne; Boutron et al., 1998; Mann et al., 2005) et mercure élémentaire gazeux (parties ombrées bleues; redessiné à partir de Faïn et al., 2009) dans l'air interstitiel, mesuré à Summit, au centre du Groenland; d) mercure total sur la calotte glaciaire Penny, au sud de l'île de Baffin; e) mercure total sur la calotte glaciaire Agassiz et le champ de glace du mont Oxford, dans l'île d'Ellesmere; f) mercure atmosphérique filtrable total mesuré à Resolute, dans l'île Cornwallis. (Li et al., 2009) et mercure élémentaire gazeux mesuré à Alert, dans l'île d'Ellesmere (Cole et Steffen, 2010).

indépendante à partir de deux sites d'échantillonnage séparés d'environ 100 km. Les deux enregistrements peuvent être comparés aux mesures du mercure atmosphérique filtrable total de Resolute (74° N) pour la période entre 1974 et 2000 (Li *et al.*, 2009) et aux données de surveillance du mercure élémentaire gazeux d'Alert (82° N; Cole et Steffen, 2010) depuis le milieu des années 1990. Les deux séries de données, celle du mercure atmosphérique filtrable total et celle du mercure élémentaire gazeux, révèlent une diminution graduelle de la charge de mercure atmosphérique de l'Extrême-Arctique canadien au cours des dernières décennies. Il est cependant remarquable de constater que ni l'une ni

l'autre de ces séries chronologiques n'ait enregistré l'épisode d'accumulation accrue de mercure total des années 1990 observée dans les deux enregistrements glaciaires de la calotte glaciaire Agassiz et du mont Oxford. Encore une fois, cette constatation donne à penser que les liens entre les accumulations de mercure total sur les glaciers polaires (et possiblement aussi sur les glaciers non polaires) et les concentrations de mercure élémentaire gazeux ne sont pas simples et directs.

Comparativement à l'île de Baffin et au centre du Groenland, les îles de l'Extrême-Arctique canadien sont connues pour être les plus touchées par les masses d'air polluées poussées à travers l'océan Arctique depuis l'Eurasie (Goto-Azuma et Koerner, 2001). Les accumulations élevées de mercure total représentées dans les enregistrements glaciaires des années 1990 de l'île d'Ellesmere pourraient découler de certains changements dans les émissions de mercure régionales en provenance de l'Eurasie (PNUE, 2008) ou dans l'advection transpolaire durant cette période, possiblement modulés par l'oscillation arctique (Eckhardt et al., 2003; Cole et Steffen, 2010). Une autre hypothèse serait que d'autres changements dans la chimie de l'air arctique ont contribué aux accumulations de mercure total accrues dans le névé durant les années 1990. Par exemple, on a observé des augmentations des niveaux d'ozone troposphérique (Oltmans et al., 2006) et il s'agit là d'un aspect important du dépôt des émissions de mercure durant les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique (Aspmo et al., 2005; Steffen et al., 2008).

Pour l'instant, on n'a trouvé aucune raison justifiant les écarts régionaux observés. Néanmoins, ces divergences laissent supposer qu'en ce qui concerne les dépôts et les accumulations de mercure atmosphérique dans l'Arctique, on ne peut se contenter de mesurer seulement l'air ambiant sous peine de passer outre à d'importantes fluctuations. Pour distinguer et déterminer l'influence relative de l'intensité des sources d'émissions, des voies de transport et des processus de dépôt sur les enregistrements glaciaires des accumulations de mercure, il faudra peut-être y intégrer des séries de données provenant de carottes de glace ainsi que les résultats des efforts de modélisation du transport atmosphérique (p. ex. Durnford et al., 2010).

Comme il a été démontré ci-dessus, la relation entre les données sur le mercure des carottes de glace et les changements des émissions est complexe. S'il est vrai que la longue durée de vie du mercure élémentaire gazeux rend possible la répartition et le dépôt du mercure à l'échelle mondiale et que la glace peut refléter les changements dans les quantités d'émissions (p. ex. une charge de mercure trois fois plus élevée dans l'Arctique depuis l'industrialisation; voir Shotyk et al., 2003; d'autres données de Schuster et al., 2002, semblent indiquer une augmentation

de deux à sept fois), d'autres variations des concentrations de mercure dans les carottes de glace ne peuvent s'expliquer exclusivement par le déplacement des masses d'air et l'emplacement des sources d'émissions (Weller, 2009). Les processus ultérieurs au dépôt ont besoin d'espèces de mercure gazeux réactives et le piégeage dans la poussière peut engendrer des concentrations de mercure supérieures durant les épisodes froids (Jitaru et al., 2009). L'activité microbienne, la transformation et le déplacement des espèces de mercure sous forme de méthylmercure, de mercure gazeux réactif, de mercure particulaire total et de mercure élémentaire gazeux (p. ex. dans les réseaux trophiques) peuvent se solder par des modifications des concentrations que nous devons comprendre et dont nous devons tenir compte quand il s'agit d'examiner les dépôts de mercure dans les sources de stockage à long terme telles la glace glaciaire (AMAP, 2011). Par ailleurs, les données sur les émissions naturelles provenant de l'activité volcanique et de l'érosion des rochers présentent de sérieuses incertitudes qui rendent difficile l'évaluation globale des données anthropiques (Pyle et Mather, 2003).

2.3.4 Sources de mercure vers l'atmosphère au Canada

Au Canada, les émissions de mercure dans l'atmosphère proviennent de diverses sources qu'on peut regrouper largement selon les catégories suivantes :

- Combustion de combustibles fossiles
- Procédés industriels
- Utilisations volontaires de mercure (c.-à-d. produits industriels et de consommation contenant du mercure)

Les émissions nationales totales de mercure du Canada couvrant tous les secteurs et tous les rejets vers tous les milieux de l'environnement ont diminué, passant d'environ 80 tonnes en 1970 à environ 5,6 tonnes en 2010. Les données de la figure 2.10 représentent la période entre 1990 et 2010 [en tenant compte du changement du seuil, qui est passé de 10 tonnes à 5 kg] (Environnement

Canada, 2010a). Ces données sont présentées aux tableaux 2.4 et 2.5. Les émissions absolues par secteur dans l'atmosphère et dans l'eau s'établissent respectivement à 35 tonnes en 1990 pour 5,3 tonnes en 2010, et à 0,7 tonne en 1990 pour 0,3 tonne en 2010. La baisse marquée des émissions de mercure dans l'atmosphère découle de changements de procédés à une installation de production de zinc à Flin Flon, au Manitoba (section 2.3.3) de sorte qu'en 1995, les émissions de mercure étaient d'environ 14,5 tonnes comparativement à 35 tonnes en 1990.

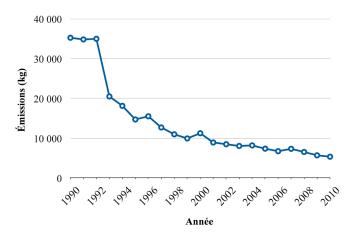


FIGURE 2.10 Tendances des émissions canadiennes totales de mercure entre 1990 et 2010

Les concentrations de mercure dans le combustible, tel le charbon, varient selon son origine et sa qualité. De même, les émissions provenant du traitement des matières varient selon la quantité de mercure qu'elles contiennent à l'origine et les dispositifs antipollutions utilisés. Par conséquent, la répartition des émissions de mercure dans ces trois grands groupes de secteurs sources, comme il est indiqué ci-dessus, pose un défi. En 2010, les sources de combustion de combustible représentaient un peu plus du tiers des émissions totales de mercure, les procédés industriels, un peu moins du tiers, et les produits, un tiers. La répartition relative des émissions de mercure en provenance des différents secteurs industriels de l'inventaire des émissions de 2010 est exposée à la figure 2.11.

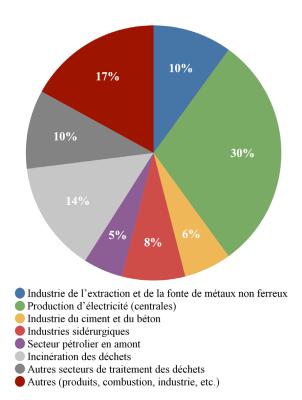


FIGURE 2.11 Répartition des principaux secteurs ayant contribué aux émissions nationales de mercure en 2010. La catégorie Autre/combustion correspond à la combustion résidentielle de combustible et à la combustion de bois de chauffage domestique. La catégorie Autre/émissions industrielles correspond p. ex. aux émissions de l'industrie des pâtes et papiers et de l'extraction de minerai de fer.

Les émissions provenant du cycle de vie des produits qui contiennent du mercure découlent de leur fabrication, de leur utilisation et de leur élimination. Voici les principaux groupes de produit contenant du mercure : amalgames au mercure, interrupteurs au mercure (p. ex. dans les automobiles), piles, ampoules, thermomètres, thermostats et équilibreuses de roues. Les rejets de mercure de ces produits peuvent survenir s'ils se brisent, pendant leur transport, quand on les recycle et quand on réutilise les matériaux dans lesquels ils sont confinés.

TABLEAU 2.5 Rejets de mercure dans l'eau en provenance de sources canadiennes, par secteur

Secteur	19	990	19	95	20	000	20	005	2010	
Secteur	%	(kg)	%	(kg)	%	(kg)	%	(kg)	%	(kg)
Aluminium	0,4	(3)	0,4	(3)	0,5	(3)	0,3	(2)	2,0	(7)
Ciment et béton	0,0	(0)	0,0	(0)	0,0	(0)	0,0	(0)	0,0	(0)
Substances chimiques	0,8	(6)	1,6	(12)	0,9	(6)	0,0	(0)	0,1	(0)
Sidérurgie primaire	0,5	(4)	0,5	(4)	0,7	(4)	0,5	(4)	1,1	(4)
Sidérurgie secondaire	1,3	(9)	1,4	(10)	1,5	(9)	0,9	(6)	0,7	(2)
Exploitation de mines et de carrières	8	(55)	7	(55)	9	(55)	3	(22)	2	(8)
Fonte et affinage des métaux non ferreux	8	(57)	11	(78)	5	(30)	8	(56)	7	(25)
Pâtes et papiers	13	(98)	13	(98)	15	(90)	11	(79)	23	(80)
Pétrole en amont	0,3	(2)	0,3	(2)	0,3	(2)	0,0	(0)	0,0	(0)
Autres industries	2	(13)	2	(16)	1	(6)	1	(5)	1	(3)
Production d'énergie électrique	2	(17)	2	(17)	3	(17)	2	(17)	2	(7)
Manutention de cargaisons maritimes	0.0	(0)	0,0	(0)	0,1	(0)	0,0	(0)	0,0	(0)
Autres sources diverses	11	(78)	7	(53)	7	(41)	6	(40)	14	(46)
Sites d'enfouissement	7	(7)	6	(45)	5	(32)	3	(23)	6	(19)
Traitement de l'eau et des eaux usées	46	(335)	46	(335)	52	(317)	64	(457)	41	(138)
Brûlage à l'air libre	0,1	(1)	0,1%	(0)	0,1	(0)	0,1	(1)	0,1%	(0)
Total des rejets dans l'eau (en kg)		725		729		611		713		340

Les émissions de produits proviennent des secteurs et catégories ci-dessous de l l'Inventaire national des rejets de polluants :

- Sidérurgies four à arc électrique et recyclage d'acier
- Autres industries pièces électroniques, incinération municipale et autre, humain, autres sources diverses
- Déchets sites d'enfouissement, traitement des eaux usées et feu à ciel ouvert

Vous trouverez plus de détails sur les produits sources et les points de rejet du mercure dans le document « Substance Flow Analysis of Mercury in Products » (MPCA, 2001).

La plus grande source d'émissions de mercure au Canada provient de la combustion de combustibles fossiles pour la production d'électricité. Les autres sources de mercure au Canada découlent de l'exploitation des ressources naturelles, notamment les secteurs du traitement du minerai, de la fonte et de l'affinage des métaux non ferreux, de la fabrication

de ciment, de l'industrie pétrolière en amont et de la production sidérurgique. Au Canada, les contributions du secteur minier aux émissions atmosphériques de mercure sont faibles.

Les données obtenues d'études de mesure sont souvent intégrées aux inventaires des émissions de mercure et servent d'études modèles pour des installations semblables où l'on n'a effectué aucune mesure. Les études de cas ci-dessous présentent, à titre d'exemple, les profils d'émission de mercure découlant de la production d'énergie électrique et les émissions provenant de sites d'enfouissement. Ces études donnent un aperçu de l'acquisition de données et des concentrations de mercure qu'on retrouve dans le panache d'une centrale thermique alimentée au charbon ainsi que des espèces de mercure qu'émettent les sites d'enfouissement. L'objectif de ces études consiste à mieux comprendre les sources, les processus et les puits des espèces de mercure concernées.

2.3.4.1 Étude de cas : concentrations de mercure dans les émissions d'une centrale thermique alimentée au charbon

Une description détaillée de cette étude est présentée au chapitre 4 et les principaux résultats ont été publiés par Deeds et al. (2013). En résumé. on a mesuré par avion le panache d'une centrale électrique afin d'en déterminer les concentrations de différentes espèces de mercure, dont le mercure élémentaire gazeux à longue durée de vie et des espèces plus réactives à courte durée de vie, comme le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total. Dans les panaches de centrales électriques. les contributions de ces espèces de mercure varient selon les propriétés du charbon brûlé, les conditions de combustion et les dispositifs antipollutions installés (Edgerton et al., 2006). Ces trois espèces de mercure se comportent différemment dans l'environnement (comme il est décrit au chapitre 4). Par conséquent, nous devons comprendre leurs concentrations et leurs réactions dans cet environnement. En outre. la compréhension actuelle de la composition des panaches de centrales électriques est très lacunaire.

Le panache de la centrale thermique alimentée au charbon de 3 640 MW de Nanticoke, en Ontario, a été examiné dans cette étude. Les résultats indiquaient des concentrations accrues de mercure élémentaire gazeux dans le panache (comparativement à l'air ambiant) de 6,0 pg/m⁻³ à 6,4 ng/m-3 (en moyenne, $0.83 \text{ ng/m}-3 \pm 30 \%$). Les concentrations de mercure gazeux réactif du panache variaient entre 6 et 530 pg/m-3 (en moyenne, 130 pg/m-3 \pm 50 %). Enfin. les concentrations de mercure particulaire total du panache variaient entre 1 et 250 pg/m-3 (en moyenne, 50 pg/m-3 \pm 40 %). Le pourcentage de mercure élémentaire gazeux, de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total du panache (mercure élémentaire gazeux : 82 %; mercure gazeux réactif : 13 %; mercure particulaire total : 5 %) semblent différer considérablement par rapport aux mesures des gaz (mercure élémentaire gazeux : 53 %; mercure gazeux réactif : 43 %; mercure particulaire total : 4 %) selon les données fournies ultérieurement par Lyng et al., 2005, qui confirment les données typiques d'Amérique du Nord de Pacyna et al., 2006. On a posé l'hypothèse dans les études

de modélisation que les réactions à l'intérieur du panache, comme la réduction (conversion du mercure gazeux réactif en mercure élémentaire gazeux) favorisée par le SO₂, pourraient être responsables de ce changement de l'espèce de mercure prédominante (Lohman et al., 2006). Par contre, l'hypothèse selon laquelle le mercure gazeux réactif est réduit en mercure gazeux élémentaire n'a pu être confirmée dans l'étude de Deeds et al. (2013), car la modification de la proportion de mercure élémentaire gazeux pourrait aussi être attribuable à la dilution du panache. Par ailleurs, les concentrations de mercure gazeux réactif, qui sont très faibles et près de la limite de détection des instruments utilisés, se situent dans les limites des incertitudes associées à l'échantillonnage et aux mesures en raison de procédures différentes. Cette étude souligne la nécessité de méthodes de mesure exactes et précises et d'une meilleure caractérisation du mercure gazeux réactif, puisque les émissions d'espèces de mercure (et leur partage en mercure élémentaire gazeux, en mercure gazeux réactif et en mercure particulaire total) en provenance de Nanticoke sont un facteur essentiel pour déterminer si les activités de la centrale de Nanticoke constituent une source importante de mercure sous forme de mercure gazeux réactif dans le milieu environnant.

2.3.4.2 Étude de cas : efficacité du Plan de gestion des produits chimiques sur les rejets de mercure dans l'atmosphère et dans l'eau en provenance de sites d'enfouissement

Un rapport de 2011 préparé pour Environnement Canada par Conestoga-Rovers & Associates résume les résultats des échantillonnages réalisés dans certains sites d'enfouissement de déchets solides municipaux au Canada. L'objectif de ces programmes de surveillance était d'échantillonner et d'analyser la présence et la concentration de substances cibles, dont le mercure et le méthylmercure, dans les lixiviats, ainsi que le mercure dans les gaz d'enfouissement. Dans certains cas, le rapport évaluait aussi les rejets de mercure total et de méthylmercure des sites d'enfouissement étudiés et extrapolait ces données pour évaluer les charges rejetées annuellement dans l'environnement canadien en provenance de l'ensemble des déchets solides municipaux.

TABLEAU 2.6 Statistiques des résultats analytiques du mercure dans les lixiviats des sites d'enfouissement (de 2008 à 2011) et taux calculé d'élimination par traitement

	Avant le traitement	Après le traitement
Nombre d'échantillons supérieurs à la limite de détection de la méthode	7/62 (11 %)	1/14 (7 %)
Valeur minimale (mg/L ⁻¹)	ND (0,00002)	ND (0,00002)
Valeur maximale (mg/L ⁻¹)	0,03	ND (0,0004)
Valeur moyenne (mg/L ⁻¹)	0,0007	0,0001
Valeur médiane (mg/L ⁻¹)	0,0001	0,000075
Taux moyen d'élimination sur les lieuxe	_	28 %

Limite de détection de la méthode (LDM) : de 0,00002 à 0,00040 mg/L-1.

Le taux d'élimination correspond à la différence de pourcentage entre les concentrations de l'échantillon avant et après le traitement. La limite de détection de la méthode est utilisée à des fins de calcul en remplacement des valeurs de non-détection indiquées en laboratoire. La valeur maximale est calculée à l'aide de la limite de détection de la méthode si les concentrations sont inférieures à la limite de détection de la méthode indiquée en laboratoire. La valeur maximale détectée des échantillons après le traitement était de 0,00005 mg/L-1. ND (« non détecté ») : la substance n'a pas été détectée au-delà de la limite de détection de la méthode indiquée en laboratoire.

Les 12 sites d'enfouissement qui ont participé au programme d'échantillonnage de lixiviats de 2011 se composaient de deux sites de l'ouest du Canada et de dix sites du centre du Canada. Un des sites d'enfouissement du centre du Canada échantillonné en 2008 a été éliminé et remplacé pour les programmes de 2009 et de 2010 et deux sites d'enfouissement supplémentaires ont été ajoutés au programme en 2011. Trois des sites d'enfouissement disposaient d'un traitement des lixiviats sur place pour éliminer ou réduire les niveaux de contaminants (enlèvement sur les lieux) avant le déversement dans un plan d'eau ou une usine de traitement des eaux usées. En 2010, neuf des dix sites d'enfouissement ayant fait l'objet d'un échantillonnage des gaz d'enfouissement disposaient d'un traitement des gaz d'enfouissement préalable à la combustion. Tous les sites d'enfouissement participants présentaient un taux d'enfouissement annuel supérieur à 40 000 tonnes de déchets solides municipaux par an, avaient sur place plus de 1 000 000 tonnes de déchets et disposaient d'un système fonctionnel de collecte des lixiviats.

Mercure et méthylmercure dans le lixiviat La concentration maximale de mercure relevée dans les échantillons de lixiviat prélevés pendant les programmes d'échantillonnage de 2008 à 2011 s'élevait à 3 000 ng/L-1, alors que la concentration moyenne préalable au traitement était de 700 ng/L⁻¹ et la concentration moyenne postérieure au traitement, de 100 ng/L⁻¹ (voir le tableau 2.6).

Une diminution de la limite de détection indiquée en laboratoire pour les programmes d'échantillonnage de 2010 et de 2011 a occasionné une augmentation du nombre d'échantillons où du mercure était détecté audelà de la limite de détection indiquée en laboratoire. Les charges polluantes n'ont pas été calculées pour le mercure, car plus de 80 % de tous les résultats pour l'ensemble des années d'échantillonnage étaient inférieurs à la limite de détection indiquée en laboratoire. Le taux moyen d'élimination sur place du mercure calculé selon les trois sites disposant d'un traitement des lixiviats s'établissait à environ 28 %.

La concentration maximale de méthylmercure relevée dans les échantillons de lixiviat prélevés pendant les programmes d'échantillonnage de 2010 et 2011 s'élevait à 1,6 ng/L-1, alors que la concentration moyenne préalable au traitement était de 0,4 ng/L-1 et la concentration moyenne postérieure au traitement, de 0,1 ng/L-1. On a établi par extrapolation que la quantité annuelle estimative de méthylmercure rejeté dans l'eau de surface est d'environ 0,004 kg pour l'ensemble du Canada, selon le produit de lixiviation canadien total et la concentration moyenne de méthylmercure. Elle est évaluée à moins

de 0,010 kg selon le 90e centile de concentration de méthylmercure. Le taux moyen d'élimination sur place du méthylmercure calculé selon les trois sites disposant d'un traitement des lixiviats s'établissait à environ 20 % (voir les détails au tableau 2.7).

Mercure dans les gaz d'enfouissement
La concentration maximale de mercure relevée
dans les échantillons de gaz d'enfouissement
prélevés pendant les programmes d'échantillonnage
de 2008 à 2010 s'élevait à 920 ng/m⁻³, alors que
la concentration moyenne préalable au traitement
était de 290 ng/m⁻³ et la concentration moyenne
postérieure au traitement, de 370 ng/m⁻³.

La concentration maximale de 920 ng/m⁻³ est nettement plus élevée que la moyenne (tableau 2.8).

Le volume total de gaz d'enfouissement produit (selon les données de 2005 d'Environnement Canada) a été utilisé en combinaison avec les données de cet échantillonnage pour extrapoler les charges de substance en provenance des gaz d'enfouissement au Canada. Les charges indiquées sont le produit de la concentration moyenne dans les gaz d'enfouissement avant le traitement et du volume total annuel estimatif de gaz d'enfouissement imbrûlé au Canada. Selon la concentration moyenne avant le traitement, les émissions estimatives totales de mercure dans

TABLEAU 2.7 Statistiques des résultats analytiques du méthylmercure dans les lixiviats des sites d'enfouissement (en 2010 et 2011) et taux calculé d'élimination par traitement

	Avant le traitement	Après le traitement
Nombre d'échantillons supérieurs à la limite de détection de la méthode	31/32 (97 %)	7/9 (78 %)
Valeur minimale (ng/L ⁻¹)	0,04	ND (0,05)
Valeur maximale (ng/L ⁻¹)	1,6	0,3
Valeur moyenne (ng/L-1)	0,4	0,1
Valeur médiane (ng/L ⁻¹)	0,25	0,08
Taux moyen d'élimination sur les lieux	_	20 %

Limite de détection de la méthode (LDM) : de 0,00005 à 0,05 mg/L-1

TABLEAU 2.8 Statistiques sur les résultats analytiques du mercure dans les gaz d'enfouissement (de 2008 à 2010)

	Avant le traitement	Après le traitement
Nombre d'échantillons supérieurs à la limite de détection de la méthode	14/47 (28 %)	10/27 (37 %)
Nombre d'échantillons inférieurs à la limite de détection de la méthode	33	17
Valeur minimale (mg/m ⁻³)	0,0000024	0,0000043
Valeur maximale (mg/m ⁻³)	0,00092	0,00090
Valeur moyenne (mg/m ⁻³)	0,00029	0,00037
Valeur médiane (mg/m ⁻³)	0,00020	0,00009
Valeur du 90° centile (mg/m ⁻³)	0,00080	0,00080
Taux moyen d'élimination	_	25,8 %

Nombre d'échantillons analysés : 74

l'environnement canadien en provenance des gaz d'enfouissement totalisent moins de 1 kg par an.

Des échantillonnages supplémentaires pourraient aider à préciser cette estimation afin de déterminer si les sites d'enfouissement constituent une source importante d'émissions de mercure atmosphérique au Canada. Les mesures du diméthylmercure dans le gaz ne faisaient pas partie de cette étude. Plusieurs facteurs d'incertitude doivent être pris en considération quant aux statistiques présentées sur les lixiviats et les gaz d'enfouissement. Dans le cas des lixiviats. la limite de détection utilisée (800 ng/m⁻³) durant les deux premières années du programme a donné lieu à une majorité de non-détections (ND). Par ailleurs, tous les échantillons de gaz d'enfouissement prélevés pendant le programme de surveillance de 2008 ont engendré des valeurs ND. La diminution de la limite de détection a entraîné une augmentation des résultats quantifiables en 2010, tant pour les lixiviats que pour les gaz d'enfouissement. Dans le cas des gaz d'enfouissement, en 2010, neuf résultats analytiques ont été invalidés en vertu des critères de rendement d'assurance et contrôle de la qualité en laboratoire qui servent à valider les données d'émissions de mercure des tubes d'échantillonnage utilisés (OhioLumex, 2010). De même, les données jugées non représentatives ont été exclues des calculs du taux d'élimination pour les lixiviats et les gaz d'enfouissement, ce qui pourrait avoir influé sur l'exactitude des taux d'élimination calculés (si les données exclues étaient en fait valides). Le taux d'élimination des gaz d'enfouissement est resté le même que le taux d'élimination moyen de 2010 parce qu'aucune donnée avant et après le traitement des gaz d'enfouissement n'était disponible pour les programmes d'échantillonnage de 2008 et de 2009.

2.3.5 Sources de mercure dans l'eau

Les inventaires des émissions de mercure dans l'eau sont rares. Aucun ensemble de données exhaustif n'est disponible concernant les rejets de mercure dans l'eau (PNUE, 2013). Au Canada, les rejets de mercure dans l'eau sont déclarés en vertu du programme de déclaration obligatoire de l'Inventaire national des rejets de polluants.

Néanmoins, les installations de chaque secteur déclarant de l'Inventaire national des rejets de polluants ne déclarent pas toutes les rejets dans l'eau, que ce soit parce qu'elles ne satisfont pas les critères de déclaration, parce qu'elles n'ont aucun rejet ou parce qu'elles n'ont pas suffisamment d'information pour faire une déclaration. Le manque de connaissances détaillées sur les données particulières aux rejets dans l'eau complique encore davantage l'établissement d'inventaires exhaustifs. Les lacunes de connaissances se rapportent notamment à l'origine du mercure, à la production, aux points de rejet, au traitement de l'eau sur place, aux procédures de traitement de l'eau sur place et à l'écoulement de l'eau sur les lieux. En l'absence de ces connaissances détaillées et d'un examen approfondi des sources et des points de rejet, l'extrapolation des rejets dans l'eau déclarés pour l'ensemble des secteurs s'est avérée difficile. En conséquence, les estimations calculées à partir des données disponibles sur les rejets dans l'eau comportent une plus grande part d'incertitude que dans le cas des rejets dans l'atmosphère.

En 2000, le seuil de déclaration du mercure a été modifié, ce qui s'est traduit par une augmentation des rejets dans l'eau déclarés, comme ce fut le cas lors de la suppression des dispenses de déclaration pour les installations de traitement des eaux usées. L'option d'estimations des rejets de mercure dans l'eau antérieurs par extrapolation rétrospective, selon les modifications des statistiques économiques et démographiques, n'a pas été utilisée étant donné que les utilisations de mercure étaient plus élevées dans les années antérieures et que les efforts de lutte antipollution se sont accrus récemment. Par conséquent, aucune estimation des reiets antérieurs ne sera fournie. Ainsi, pour estimer les rejets antérieurs à l'an 2000, on a utilisé la moyenne des rejets déclarés. Dans le cas des produits contenant du mercure, il a été possible d'utiliser la tendance passée des rejets dans l'eau grâce à l'information statistique disponible et à la connaissance des changements dans les efforts de recyclage et dans l'utilisation du mercure. On a ainsi établi les contributions relatives par secteur aux rejets de mercure dans l'eau, comme l'illustre la figure 2.12 (les chiffres absolus sont présentés au tableau 2.5).

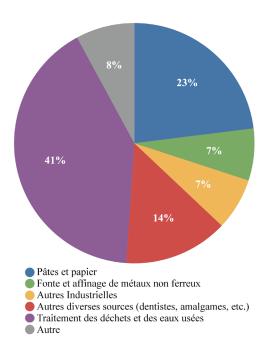


FIGURE 2.12 Contributions des secteurs aux rejets de mercure dans l'eau en 2010

La principale source de rejets de mercure dans l'eau correspond au traitement des eaux usées, qui représente entre 40 et 64 % des rejets entre 1990 et 2010. En 2008, le Canada comptait plus de 3 700 installations de traitement des eaux usées en exploitation (Environnement Canada, 2013b) et en 2010, seules 182 d'entre elles ont fait une déclaration en vertu de l'Inventaire national des rejets de polluants, car la plupart des petites et moyennes installations ne répondaient pas aux critères de déclarations. Sur ces 182 déclarants, 36 ont déclaré des rejets de mercure, dont 23 ont indiqué des rejets dans l'eau tandis que les autres déclaraient des transferts aux fins d'élimination ou de recyclage. Ces 182 installations déclarantes couvrent environ 55 % de la population canadienne (Environnement Canada, 2013c). Le total combiné des rejets de mercure dans l'eau et des transferts de mercure de ces 36 installations déclarantes était de 507 kg, ce qui correspond à plus du triple des rejets de mercure en provenance de produits dans le flux d'eaux usées. Considérant le fait que ces 36 installations sur 182 qui ont déclaré des reiets de mercure en 2010 desservent moins de 40 % de la

population, il existe probablement d'autres sources de mercure dans le flux d'eaux usées que celles qui sont comptabilisées dans l'inventaire des produits. D'autres travaux sont donc nécessaires en ce qui concerne ces sources.

Le secteur dominant des rejets dans l'eau est celui du traitement des eaux usées, de sorte que les provinces les plus populeuses présentent les plus grandes proportions des rejets nationaux dans cette catégorie. La quantité de rejets dans l'eau de l'Alberta a considérablement augmenté à cause des rejets déclarés d'une unique usine de pâtes et papiers. La proportion par secteur demeure semblable tout au long de la période de 1990 à 2010, à l'exception de rejets élevés déclarés ponctuellement (figure 2.13).

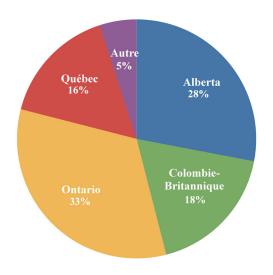


FIGURE 2.13 Proportions des rejets de mercure dans l'eau des provinces (2010)

La figure 2.14 présente un aperçu de la tendance des rejets de mercure dans l'eau de 1990 à 2010. Les données représentent la limite inférieure des rejets dans l'eau, car les estimations sont incomplètes. Les rejets dans l'eau déclarés varient beaucoup d'une année à l'autre, mais indiquent une tendance globale à la baisse, en particulier à compter de 2000, malgré les modifications apportées aux exigences de déclaration. Aucune projection des futurs rejets dans l'eau du Canada n'a été réalisée.

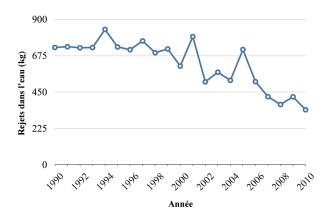


FIGURE 2.14 Proportions des rejets de mercure dans l'eau des provinces (2010)

2.3.5.1 Étude de cas : rejets en provenance des usines de traitement des eaux usées

L'étude de cas ci-dessous indique les rejets des espèces de mercure en provenance du secteur du traitement des eaux usées, qui est responsable de 41 % de l'ensemble des rejets dans l'eau en 2010 (tableau 2.5). En 2008, en vertu du Plan de gestion des produits chimiques, Environnement Canada a amorcé un programme national de surveillance des eaux usées qui englobait la surveillance de métaux communs, tel le mercure. Ce programme visait à améliorer notre compréhension des niveaux de plusieurs substances chimiques entrant dans les usines de traitement des eaux usées municipales en provenance de sources résidentielles, industrielles, commerciales et institutionnelles. Il visait également à comprendre dans quelle mesure ces substances sont éliminées par les procédés de traitement des eaux usées communément employés au Canada. Les usines de traitement des eaux usées municipales ne sont pas conçues pour éliminer les substances chimiques à l'état de traces (en parties par milliard ou en parties par billion), mais des travaux antérieurs en Europe, aux États-Unis et au Canada ont démontré que certaines substances sont éliminées durant certains procédés de traitement (Ratola et al., 2012). Les procédés d'« élimination » du mercure des eaux usées incluent la volatilisation, la photodégradation, la biodégradation et la séparation des matières solides.

Le programme de surveillance couvrait des usines de traitement des eaux usées municipales de tout le Canada, représentant les types de procédé de traitement des eaux usées les plus communs au Canada: étangs facultatifs et aérés, traitement chimique primaire, traitement biologique secondaire et traitement biologique avancé pour l'élimination des nutriments. Le protocole de collecte d'échantillons est décrit dans la fiche de renseignements « Le monitoring et la surveillance de l'environnement à l'appui du Plan de gestion des produits chimiques » (Environnement Canada, 2011), En résumé, les échantillons composites d'influent et d'effluent des eaux usées, y compris des échantillons ponctuels des biosolides traités, sont recueillis pendant trois jours consécutifs en été et en hiver, puis font l'obiet d'une analyse quant au mercure total au moyen de méthodes normalisées (APHA, 2005). Les concentrations de mercure total dans les influents des eaux usées (eaux usées brutes de la collectivité) s'échelonnent entre moins de 0,009 et 1,67 µg/L⁻¹ (n = 209; échantillons prélevés entre 2009 et 2012). Les concentrations de mercure total dans les effluents des eaux usées traitées s'échelonnent entre moins de 0.009 et 0.301 µg/L⁻¹ (n = 209; échantillons prélevés entre 2009 et 2012).

Les biosolides constituent le produit solide final de la séparation et du traitement des matières solides en suspension dans les eaux usées. On a détecté du mercure dans tous les échantillons de biosolides (n = 135; échantillons prélevés entre 2009 et 2012), à des concentrations varient de 0,01 à 1,56 µg/g⁻¹. La concentration maximale mesurée dans les biosolides était de 31,4 µg/g⁻¹; par contre cette valeur est beaucoup plus élevée que celle qui vient au second rang, soit 9.02 µg/g⁻¹. Ces résultats indiquent que le plus important mécanisme d'élimination du mercure durant le traitement des eaux usées pourrait bien être la séparation des matières solides, puisque les concentrations dans les solides se sont généralement avérées trois fois plus élevées que celles des effluents. En général, le mercure des influents était bien éliminé des effluents (médiane de 94 % d'élimination pour tous les types de traitement).

2.3.6 Répartition géographique des rejets de mercure ponctuels

À l'heure actuelle, 170 installations ou sources ponctuelles déclarent des émissions en vertu du programme obligatoire de l'Inventaire national des rejets de polluants et représentent 66 % (3 429 kg) des émissions atmosphériques déclarées en 2010. En 1990, les émissions de sources ponctuelles comptaient pour environ 88 % des émissions atmosphériques et cette part relative diminue de façon constante, encore plus rapidement que les estimations des sources diffuses, en parallèle avec la diminution continue des émissions provenant des installations.

La figure 2.15 illustre la répartition géographique des émissions de mercure en 2008 au Canada. La plupart des installations des principaux secteurs émetteurs énumérés au tableau 2.4 (section 2.3.4) sont visibles en rouge ou en orange. Les niveaux jaunes et vert pâle indiquent les émissions en provenance de plus petites sources ponctuelles déclarantes et de sources diffuses ainsi que les parties de l'inventaire associées à des produits. La plupart des sources émanant de secteurs ou de produits sont réparties selon des variables substitutives fondées sur la population. Les figures 2.16 à 2.18 ciblent les principaux secteurs d'activité économique et centres de population du Canada, soit le corridor Windsor-Québec, les Prairies et les basses-terres continentales de la Colombie-Britannique.

Aux fins de comparaison, selon les données pour 2008 de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, les émissions locales des régions un, deux, trois et cinq du nord-est, qui bordent les Grands Lacs, comptent pour un peu plus du tiers des émissions totales des États-Unis (figure 2.19). En y ajoutant la région quatre, cette partie de l'Est compte pour 55 % des émissions des États-Unis (tableau 2.8) et les régions frontalières du Canada, pour 47 %.

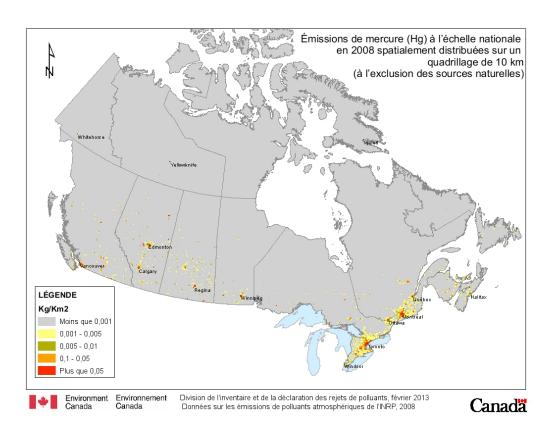


FIGURE 2.15 Représentation graphique de la densité des émissions de mercure nationales en 2008

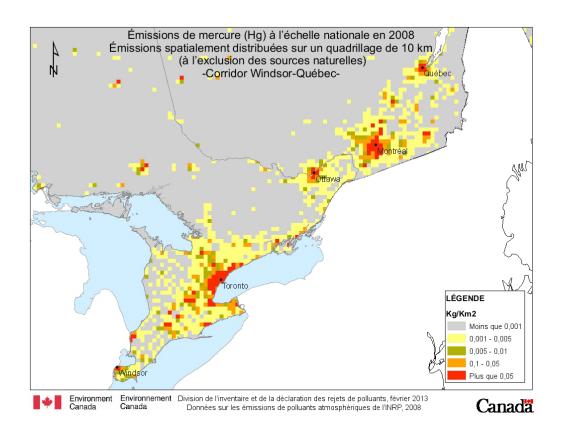


FIGURE 2.16 Représentation graphique de la densité des émissions de mercure dans le corridor Windsor-Québec en 2008

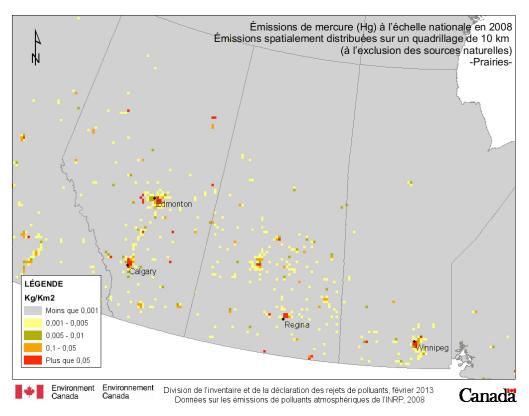


FIGURE 2.17 Représentation graphique de la densité des émissions de mercure dans les provinces des Prairies en 2008

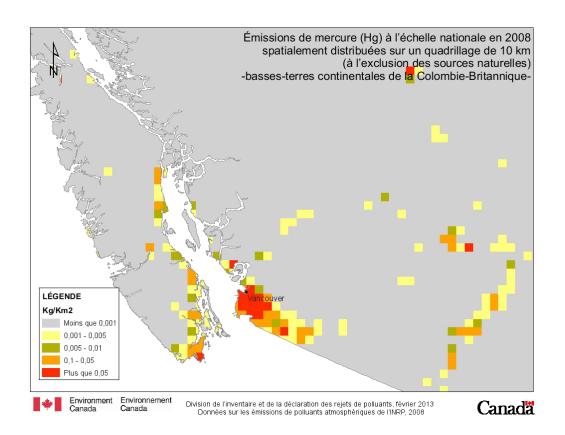


FIGURE 2.18 Représentation graphique de la densité des émissions de mercure dans les basses-terres continentales de la Colombie-Britannique en 2008

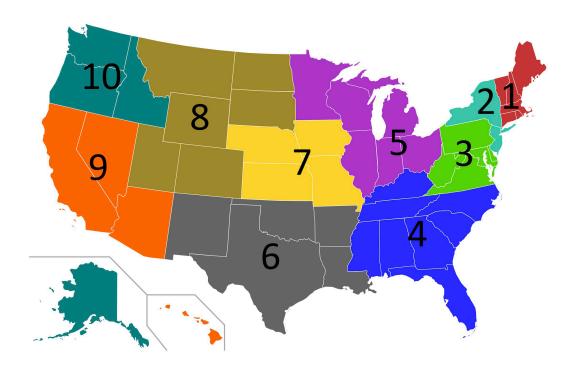


FIGURE 2.19 Régions de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 2013)

TABLE 2.9 Émissions de mercure des États-Unis par région de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, à l'échelle nationale et à l'échelle continentale (USEPA, 2008)

Région de l'Environmental Protection Agency	Émissions de mercure (en kg)	Émissions des États-Unis à l'échelle continentale	Proportion des émissions nationales
Région 1 de l'EPA	1 036	1 036	2 %
Région 2 de l'EPA	1 380	1 380	3 %
Région 3 de l'EPA	6 382	6 382	12 %
Région 4 de l'EPA	10 725	10 725	20 %
Région 5 de l'EPA	11 045	11 045	21 %
Région 6 de l'EPA	9 363	9 363	17 %
Région 7 de l'EPA	4 529	4 529	8 %
Région 8 de l'EPA	3 886	3 886	7 %
Région 9 de l'EPA	5 077	5 014	9 %
Région 10 de l'EPA	1 596	_	_
Terres tribales	210	210	0 %
Région de l'EPA inconnue	29	_	_
Total	55 258	53 570	

2.3.7 Tendances des rejets de mercure au Canada

Selon les données disponibles et le récent recalcul des émissions du Canada pour la période de 1990 à 2010, on peut déterminer les tendances des émissions de mercure. Ces renseignements aideront les modélisateurs à établir des projections pour les périodes à venir (section 2.5). Les analyses des tendances sont présentées pour les émissions canadiennes, puis examinées dans un contexte mondial. Par ailleurs, une analyse plus large de la tendance de la pollution au mercure est présentée selon les enregistrements des carottes de glace de l'Arctique (section 2.3.3.1). Les données de 1940 à 2010 proviennent de plusieurs endroits de l'Arctique, y compris du Canada, et elles illustrent de quelle façon l'Arctique est touché par les émissions de mercure par l'intermédiaire du transport à grande distance.

La connaissance des problèmes liés au mercure, les règlements, les changements technologiques et les avantages connexes aux efforts de réduction des autres contaminants (*p. ex.* par l'utilisation de combustibles moins polluants) ont entraîné une réduction des émissions dans la plupart des secteurs au Canada. En raison du développement économique et des avancées technologiques, les contributions relatives des secteurs aux émissions canadiennes totales changent constamment. Le tableau 2.4

présente la contribution relative de certains des plus importants secteurs contribuant aux émissions atmosphériques au Canada.

La figure 2.20 montre la tendance des émissions de mercure au Canada de 1970 à 2010. À noter que les estimations et les données étaient disponibles pour 1970, 1975 et 1978, et dans une moindre mesure pour 1980 et 1988. Certaines données supplémentaires ont servi à compléter les données et les inventaires antérieurs sur le mercure, mais aucun inventaire des émissions détaillé et rigoureux n'a été réalisé pour cette période passée. La tendance fournie pour les années 1970 à 1989 se veut indicative et comporte une large marge d'erreur.

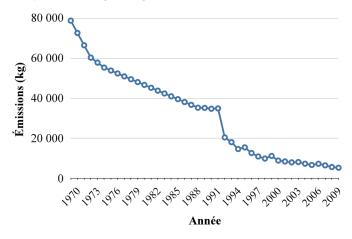


FIGURE 2.20 Tendance des émissions atmosphériques de mercure de 1970 à 2010 (Environnement Canada, 2013)

Selon la tendance des émissions, on estime que les émissions du Canada ont diminué de 93 % depuis les années 1970. Ces réductions correspondent plus ou moins chronologiquement à la fermeture de la mine de mercure du lac Pinchi, à l'introduction de nouveaux règlements environnementaux visant les usines de chloralcali, à l'élimination progressive de l'utilisation du mercure dans les produits médicinaux, les pesticides et les fongicides, à la modification des procédés à la société Hudson Bay Mining et Smelting. à la mise en œuvre du programme Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques (ARET). à l'instauration de normes pancanadiennes sur le mercure (touchant plusieurs secteurs industriels). à la Liste critique des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques et à d'autres initiatives. La liste détaillée de ces mesures est présentée dans le document « Stratégie de gestion du risque relative au mercure » d'Environnement Canada, publié en octobre 2010 (Environnement Canada, 2010b).

La figure 2.21 montre les contributions relatives de l'Inventaire national des rejets de polluants, des données sur d'autres sources ponctuelles et des estimations des sources diffuses pour la période de 1990 à 2010. Les données sur d'autres sources ponctuelles comprennent les données du programme d'Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques et les estimations fournies par des associations (ciment et pâtes et papiers). Certaines installations déclaraient leurs émissions deux fois. au programme d'Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques et à l'Inventaire national des reiets de polluants, de 1994 à 1999, alors seules les données de l'Inventaire national des rejets de polluant sont été utilisées aux fins de présentation dans la figure 2.21.

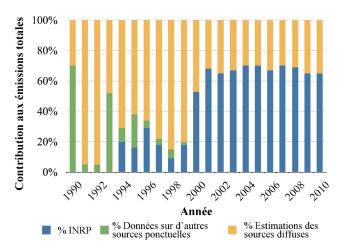


FIGURE 2.21 Proportions relatives des données sur les sources ponctuelles et diffuses dans les émissions atmosphériques totales de mercure. Bleu : Inventaire national des rejets de polluants P; vert : estimations des sources diffuses; rouge : données sur d'autres sources ponctuelles.

Les estimations des sources diffuses (non déclarées pour l'industrie ou autrement) pour la période de 1990 à 1999 représentent généralement de 30 à 95 % (en moyenne ~71 %) des émissions atmosphériques de mercure. Après la modification du seuil de déclaration de l'Inventaire national des rejets de polluants en 2000, on a observé une augmentation spectaculaire des émissions de mercure déclarées par les installations, ce qui a limité la partie attribuable aux sources diffuses à 47 % en 2000, puis à 30 à 35 % par la suite.

Dans l'ensemble, on a constaté une réduction de 85 % des émissions de mercure entre 1990 et 2010. Cette diminution est principalement attribuable aux changements apportés aux procédés des mines de métaux non ferreux et du secteur des fonderies, ainsi qu'à des répercussions économiques et réglementaires sur ce secteur. Le secteur des déchets a réduit ses émissions de 76 %, celui de la production d'énergie électrique, de 30 % (bien que sa contribution relative ait augmenté entre 1990 et 2010, passant de 6 à 30 %), le secteur sidérurgique, de 54 % et le secteur des produits chimiques, de 95 %. Plusieurs secteurs dont les émissions sont moindres sont restés relativement constants ou ont réduit leurs niveaux d'émissions. En raison de la

croissance constante de l'exploitation des sables bitumineux, le secteur pétrolier en amont a présenté des augmentations relativement élevées, cependant, il continue de ne représenter qu'environ 4,6 % des émissions de mercure totales du Canada.

Actuellement, la combustion de combustibles fossiles aux fins de production d'énergie électrique est la principale source d'émissions de mercure. représentant 30 % des émissions totales (les chiffres absolus sont présentés au tableau 2.4). Le secteur des déchets contribue à hauteur d'environ 24 % des émissions, selon la répartition suivante : incinération (9 %), sites d'enfouissement (4,7 %), traitement des eaux usées (2.6 %) et combustion à l'air libre (2.4 %). Le secteur du ciment et du béton représente 6 % des émissions totales, les mines de métaux non ferreux et les fonderies, 10 % et le secteur sidérurgique, 8 %. Beaucoup d'autres secteurs émettent du mercure à cause de la présence de mercure à l'état de trace dans les matières brutes et les combustibles. auxquels s'ajoutent les rejets des produits contenant du mercure qui deviennent peu à peu hors d'usage, mais continuent d'occasionner des émissions de mercure en petites quantités en provenance d'autres secteurs. Ces émissions de mercure nationales, provinciales et territoriales sont présentées sur le site Web de l'Inventaire national des rejets de polluants

d'Environnement Canada.

Il a été démontré que le pétrole brut du Canada contient des quantités relativement petites de mercure, soit environ $2.6 \pm 0.5 \text{ ng/g}^{-1}$ de pétrole (Hollebone et Yang, 2007), qui sont déclarées dans le cadre du programme de déclaration obligatoire des émissions de l'Inventaire national des reiets de polluants. Les technologies antipollutions mises en œuvre réduisent diverses émissions de polluants et ont entraîné une baisse des émissions de mercure. La majorité des contrôles visant le mercure dans le secteur des centrales thermiques alimentées au charbon ont été réalisés vers la fin des années 1990 jusqu'en 2006 ou 2007, de sorte que les estimations de ce secteur sont bien caractérisées. Le charbon canadien contient des niveaux de mercure s'échelonnant de 0.036 à 0.086 ppm dans le cas du charbon subbitumineux de l'Alberta. Des valeurs de deux à quatre fois plus élevées ont été observées dans le cas du lignite à haute teneur en cendres, du silt charbonneux, des délits argileux, du charbon altéré et du charbon minéralisé (Yudovich et Ketris, 2005). Goodarzi (2002) a examiné le contenu en mercure des charbons canadiens en utilisant la spectroscopie d'absorption atomique en vapeur froide étant donné que l'ouest du Canada, l'Ontario et la Nouvelle-Écosse dépendent de la production d'électricité à partir du charbon. Des échantillons de charbon d'alimentation

TABLEAU 2.10 Émissions totales de mercure provinciales et territoriales et pourcentage du total national pour certaines années

Province	199	1990		000	2010	
	(kg)	%	(kg)	%	(kg)	%
Alberta	(1 184)	3 %	(1 062)	16 %	(1 175)	22 %
Colombie-Britannique	(3 668)	10 %	(1 139)	6 %	(549)	10 %
Manitoba	(20 169)	57 %	(1 231)	13 %	(366)	7 %
Nouveau-Brunswick	(729)	2 %	(436)	5 %	(158)	3 %
Terre-Neuve-et-Labrador	(253)	1 %	(184)	2 %	(122)	2 %
Nouvelle-Écosse	(384)	1 %	(261)	5 %	(139)	3 %
Territoires du Nord-Ouest	(79)	0 %	(4)	0 %	(13)	0 %
Nunavut	(2)	0 %	(2)	0 %	(2)	0 %
Ontario	(4 426)	13 %	(2 675)	31 %	(1 191)	22 %
Île-Prince-du-Édouard	(35)	0 %	(27)	0 %	(16)	0 %
Québec	(3 667)	10 %	(1 296)	15 %	(730)	14 %
Saskatchewan	(662)	2 %	(575)	7 %	(855)	16 %
Yukon	(4)	0 %	(2)	0 %	(1)	0 %

ont été prélevés en Alberta et en Nouvelle-Écosse, et leur contenu en mercure variait de 0,03 à 0,05 mg/kg⁻¹ de charbon dans le cas du charbon des mines d'Alberta et de 0,15 à 0,16 mg/kg⁻¹ dans le cas du charbon de Nouvelle-Écosse (Goodarzi et Goodarzi, 2004). Dans une étude de suivi, les cendres de cinq filons de charbon de l'ouest du Canada ont été analysées et leurs concentrations de mercure variaient de 0,029 (charbon) à 1,27 mg/kg⁻¹ (bentonite L2). On a aussi observé une corrélation positive entre le rendement en cendres et la teneur en mercure.

Les émissions provenant de produits représentent environ 34 % des émissions totales de mercure du Canada. Ce total comprend les émissions provenant des fonderies, des fours à arc électrique et des secteurs des déchets. Bien qu'on ait observé des baisses importantes des émissions totales provenant des produits (d'environ 3,7 à 1,5 t/an), leur contribution relative a augmenté, passant de 11 % en 1990 à 24 %.

Les estimations des émissions des secteurs des déchets se composent d'une combinaison des émissions déclarées (23 %) et des émissions estimatives découlant du mercure dans les produits (77 %). Cette dernière proportion est élevée et il faudra obtenir plus de renseignements pour mieux caractériser les émissions du secteur des déchets dans son ensemble.

Les émissions sectorielles par province et leurs programmes respectifs visant la réduction et la réglementation des émissions de mercure en particulier affichent des tendances à la baisse similaires entre 1990 et 2010 (figure 2.12). Ces baisses sont directement liées à la réduction de la production de ce qui fut la plus grande source d'émissions de mercure du Canada, l'installation de production de zinc de Flin Flon (tableau 2.10). Les figures 2.22 et 2.23 montrent que toutes les provinces et tous les territoires ont déclaré des baisses des émissions de mercure, sauf la Saskatchewan, qui affiche une hausse (tableau 2.10), et l'Alberta, dont les émissions sont restées les mêmes entre 1990 et 2010. L'augmentation en Saskatchewan découle du doublement des émissions provenant de la production d'électricité à partir du charbon et de petites augmentations dans les

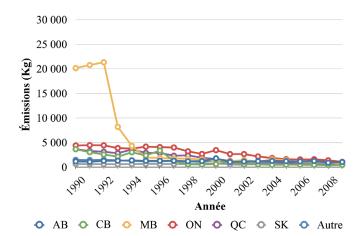


FIGURE 2.22 Tendance provinciale des émissions atmosphériques de 1990 à 2010

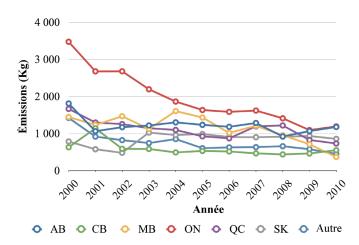


FIGURE 2.23 Tendance provinciale des émissions atmosphériques de 2000 à 2010

On estime que les émissions provenant du cycle de vie des produits contenant du mercure sont à la baisse depuis 1995, comme l'illustre la figure 2.24. La contribution relative des produits à l'inventaire total est en constante évolution en raison de la teneur en mercure des produits individuels, des quantités de produits devenant hors d'usage, de l'arrivée de nouveaux produits, de l'absorption par le recyclage et des émissions changeantes des autres sources. Les émissions des produits sont à la baisse parce qu'on a cessé d'utiliser du mercure dans certains produits, augmenté le recyclage, instauré des règlements sur l'élimination du mercure et diminué les quantités de mercure dans les produits. On peut penser par exemple à la réduction de 40 à 8 mg de la quantité

de mercure contenue dans chaque tube fluorescent, à l'élimination de l'utilisation d'interrupteurs au mercure dans les véhicules et au règlement sur l'élimination des interrupteurs à mercure en Ontario. Les fongicides au mercure ne sont plus homologués et un grand nombre d'incinérateurs ont été fermés (comparativement à la situation en 1990). Enfin, les thermomètres médicaux contenant du mercure ne sont plus offerts sur le marché.

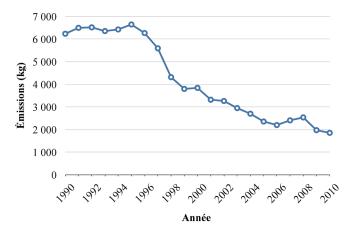


FIGURE 2.24 Émissions atmosphériques provenant du cycle de vie des produits contenant du mercure

2.3.8 Description des rejets canadiens prévus

Selon les tendances des émissions établies à partir des données existantes, des études de modélisation ont servi à établir des projections des émissions de mercure futures. Les estimations sont fondées sur la demande en énergie et l'activité économique consécutive, décrites dans les sections qui suivent.

Les projections d'émissions du Canada sont produites à l'aide du modèle énergie-émissions-économie du Canada [modèle 3E] (Environnement Canada, 2008b). Le modèle 3E est un modèle intégré qui combine un modèle de l'offre et de la demande énergétique à un modèle macroéconomique (le modèle Informetrica [TIM]). Il englobe les multiples régions et secteurs d'émissions du Canada, de sorte qu'il permet de simuler l'offre, le prix et la demande des combustibles. À l'origine, le modèle 3E a été créé pour les gaz à effet de serre (GES), puis il a été modifié de

façon à inclure les émissions passées de polluants atmosphériques en vue d'établir des projections d'émissions de polluants atmosphériques (précurseurs de smog et certaines substances toxiques). La figure 2.25 est une représentation schématique du modèle 3E.

Les projections d'émissions pour le mercure, les polluants atmosphériques et les gaz à effet de serre dépendent d'un certain nombre de facteurs économiques (p. ex. l'offre et la demande en énergie et la croissance économique, entre autres). Les projections économiques sont ajustées selon celles qu'a utilisées Finances Canada dans le budget de 2012, y compris les perspectives économiques. Les projections à plus long terme basées sur les perspectives économiques à court terme de Finances Canada comprennent des projections de croissance de la productivité (Environnement Canada, 2012) et les projections de croissance démographique de Statistique Canada (Finances Canada, 2012). De même, les prévisions des projets d'approvisionnement énergétique d'envergure de l'Office national de l'énergie (ONÉ) ont été intégrées au modèle pour établir les variables et les hypothèses clés (p. ex. exploitation des sables bitumineux, augmentation importante de la capacité hydroélectrique ou mise à niveau et ajout de centrales nucléaires). Les prévisions d'approvisionnement tiennent compte des renseignements fournis par les experts de l'industrie et reflètent le point de vue le plus récent du gouvernement en ce qui concerne l'évolution du secteur de l'approvisionnement énergétique du Canada. Elles intègrent également les données du Rapport d'inventaire national (RIN) 1990-2010 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada, de Ressources naturelles Canada et de la Energy Information Administration des États-Unis. Le document « Tendances en matière d'émissions au Canada 2012 » (Environnement Canada, 2012) présente plus de détails sur le résumé des données économiques et des hypothèses clés.

Les modifications de la politique et de l'investissement concernant la technologie de contrôle des émissions sont intégrées au modèle pour en déterminer l'incidence sur l'économie et le rajustement de la demande et de la production. Les

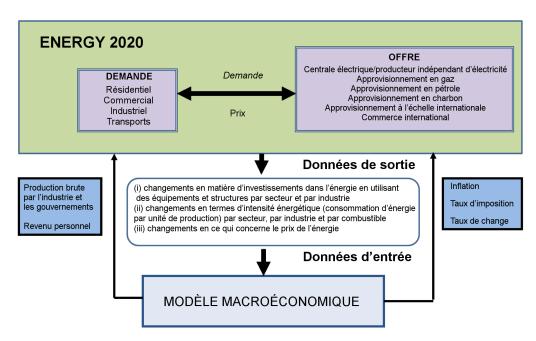


FIGURE 2.25 Schéma des interactions dans le modèle 3E (Macaluso, 2009)

projections d'émissions du modèle 3E comprennent les mesures provinciales, territoriales et fédérales relatives aux gaz à effet de serre et aux polluants atmosphériques au printemps 2012. Ces données influent à des degrés variables sur les projections d'émissions de mercure. Les mesures relatives aux gaz à effet de serre à l'échelle provinciale ou territoriale comprennent, par exemple, la taxe sur les combustibles fossiles de la Colombie-Britannique (mise à jour à 30 \$/tonne), l'élimination progressive de la production d'électricité à partir de charbon en Ontario et le plafond imposé par la Nouvelle-Écosse sur les émissions de gaz à effet de serre du secteur de l'électricité. Les mesures fédérales relatives aux gaz à effet de serre comprennent la norme de rendement pour la production d'électricité à partir de charbon, les initiatives environnementales telles l'initiative écoÉNERGIE pour l'électricité renouvelable et l'initiative écoÉNERGIE Rénovation, ainsi que le Règlement sur les émissions de gaz à effet de serre des automobiles à passagers et des camions légers dont la mise en œuvre est prévue de 2017 à 2025. Les mesures relatives aux polluants atmosphériques correspondent, par exemple, à la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes et au plan de réduction des émissions industrielles de l'Ontario. La liste complète des mesures et les références sont présentées au tableau A.1.7 des « Tendances en matière d'émissions au Canada

2012 » (Environnement Canada, 2012).

Au moment d'effectuer les projections, le modèle 3E utilise les données passées sur les émissions de polluants atmosphériques et l'offre et la demande d'énergie, ainsi que les hypothèses économiques pour « démarrer » (c.-à-d. pour préparer les grilles du modèle avec des données de référence). Les hypothèses de Finances Canada et de l'Office national de l'énergie, les prévisions macroéconomiques et les prévisions de l'offre et la demande d'énergie sont créées simultanément (Finances Canada, 2012). Le modèle intègre ensuite les mesures provinciales et fédérales relatives aux gaz à effet de serre et aux polluants atmosphériques. Les émissions passées de polluants atmosphériques sont intégrées de manière exogène au modèle 3E, par province et par secteur, pour les émissions liées à des combustibles et à des procédés.

Les projections d'émissions de polluants atmosphériques sont créées au moyen de coefficients d'émission et établies en utilisant les émissions de la dernière année documentée et les facteurs appropriés, soit les combustibles utilisés par province et par secteur ou la production brute du secteur économique visé. Les émissions liées à des combustibles sont associées au facteur de quantité de combustibles utilisés alors que les émissions liées à des procédés (n'utilisant pas

de combustible) sont associées au facteur de production brute. Le coefficient des émissions de polluants atmosphériques est le rapport entre les plus récentes émissions de polluants atmosphériques par province et secteur et la quantité correspondante de combustibles utilisés. Les coefficients pour les émissions des polluants atmosphériques sont ensuite appliqués aux facteurs résultants, tout en incluant les effets des changements de politique et de contrôle des émissions, afin d'obtenir une projection préliminaire des émissions. Ces projections sont ensuite vérifiées avec les experts en la matière d'Environnement Canada et les autorités provinciales et territoriales par l'intermédiaire du groupe de travail sur les émissions du Conseil canadien des ministres de l'environnement afin de s'assurer que toutes les initiatives et ententes nationales, provinciales et territoriales ont été correctement prises en compte dans les résultats du modèle.

Le modèle 3E permet de simuler efficacement les divers aspects au niveau national et au niveau de l'ensemble des secteurs. Néanmoins, quand on divise les résultats au niveau provincial ou à une échelle inférieure, l'incertitude augmente à cause des hypothèses posées sur la situation de l'économie provinciale ou territoriale et des secteurs individuels. Une analyse de sensibilité est certainement possible à l'aide du modèle 3E, mais elle ne portera pas exclusivement sur le mercure. Les projections d'émissions de mercure sont fondées sur le scénario de référence décrit dans les « Tendances en matière d'émissions au Canada 2012 ». D'autres scénarios d'émissions s'appuyant sur diverses hypothèses sont présentés dans le rapport des « Tendances en matière d'émissions au Canada 2012 » Le manque de données a rendu impossible l'établissement de projections des rejets aux États-Unis.

Selon les résultats du modèle, les émissions de mercure du Canada devraient être relativement constantes à l'avenir (figure 2.26). Après 2010, les importantes réductions prévues des émissions en provenance des secteurs de la fonte et de l'affinage des métaux non ferreux, des pâtes et papiers, de la production d'énergie électrique seront compensées par les augmentations prévues en provenance du secteur des déchets et d'autres secteurs divers. Ces augmentations présument qu'il y aura peu de changement quant au taux de rejet du mercure provenant des produits, ce qui engendrera une hausse. Par contre, il demeure difficile de quantifier les changements touchant les rejets des produits et les changements touchant le recyclage parce que les règlements visant les produits ne sont pas encore entrés en vigueur. Des protocoles d'entente avec les associations (p. ex. les dentistes) visant la réduction des rejets de mercure existent déjà, mais aucun cadre juridique contraignant n'a été mis en place (ni à l'échelle nationale ni à l'échelle internationale). Les autres secteurs contribuant de facon minime observeront une augmentation de leurs émissions due à la croissance démographique et à la demande accrue de matériaux.

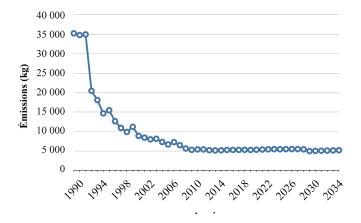


FIGURE 2.26 Tendances passées et projections des émissions atmosphériques de mercure au Canada



2.3.9 Incertitudes touchant les inventaires des rejets du Canada

La quantité de mesures détaillées et d'estimations disponibles varie en fonction de chacun des secteurs qui fournissent des données à un inventaire des émissions. En outre, la méthode utilisée pour générer les données sur les émissions varie selon la source et le procédé concernés. Par conséquent, les émissions décrites comportent un certain nombre d'incertitudes qui se rapportent notamment à l'exactitude des méthodes statistiques employées, à l'exactitude des facteurs d'émission appliqués aux installations qui sont mal caractérisées, aux estimations relatives à la disponibilité des dispositifs antipollutions et à l'efficacité des systèmes de captage du mercure, et à la comparabilité de la collecte et du traitement des données provenant des divers organismes de déclaration nationaux et internationaux (PNUE, 2008).

Aucune évaluation quantitative de l'incertitude de l'inventaire canadien des émissions de mercure n'a été réalisée. Plusieurs des principaux secteurs émetteurs (p. ex. production d'électricité à partir du charbon, fabrication de ciment, sidérurgie) ont réalisé des contrôles des émissions de mercure. Le secteur des métaux communs utilise une approche fondée sur le bilan massique qui tient compte de la teneur en mercure du minerai traité et des produits finis. La poursuite de ces contrôles diminuera le degré d'incertitude, mais du fait de la variabilité des concentrations de mercure dans les matières premières et les combustibles, il en restera toujours une certaine part. Le tableau 2.10 présente le pourcentage d'émissions de mercure évalué au moyen de diverses méthodes pour chacun des secteurs. Les émissions de mercure des procédés de fonte de l'aluminium comprennent le mercure contenu dans la bauxite et l'utilisation de combustibles

TABLE 2.11 Pourcentage des émissions estimatives de mercure selon diverses méthodes et par secteur. Toutes les valeurs sont exprimées en pourcentage (%).

Secteur	SCE	Estimations techniques	Bilan massique	SPE	FE pub.	FE site	Contrôles à la source
Fonte d'aluminium		1	82	_	17		
Ciment et béton	_	3	29	_	12	1	55
Substances chimiques	_		_	_	100	_	_
Industries sidérurgiques	_	1	8	_	2	33	56
Minerai de fer	_	_	_	_	0	85	15
Exploitation de mines et de carrières	_	8	0	_	42	1	49
Mines et fonderies de métaux non ferreux	0	0	_	13	0	_	86
Pâtes et papiers	_	_	_	_	81	0	19
Bois	_	_	_	_	100	_	_
Pétrole en amont	_	48	_	_	5	_	47
Pétrole en aval	_	4	_	_	82	13	0
Autres industries	_	_	1	_	49	_	50
Combustion de provenance commerciale	_	34	_	_	0	34	32
Production d'énergie électrique	_	22	70	_	3	5	0
Incinération commerciale et industrielle	_		_	_	_	_	100
Incinération municipale	_	_	_	_	52	_	48
Incinération et services publics – Autres	_	_	_	_	15	_	85
Manutention de cargaisons maritimes	_	_	_	_	100	_	_
Déchets	_	62	_	_	0	_	38

SCE : Surveillance continue des émissions; SPE : surveillance prédictive des émissions; FE pub. : facteurs d'émission publiés; FE site : facteurs d'émission propres au site.

fossiles et d'hydrocarbures auxiliaires contenant du mercure. Les émissions en provenance des fonderies d'aluminium figurent maintenant comme une source de mercure dans le récent rapport du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE, 2013).

Dans l'ensemble, le bilan massique correspond à 35 % des méthodes d'estimation des émissions déclarées, suivi par les contrôles à la source (33 %), les estimations techniques (14 %), les facteurs d'émission propres au site (8 %), les facteurs d'émission publiés (7 %) et la surveillance prédictive des émissions (2 %). Seulement 0,003 kg des émissions a été déclaré selon une estimation par surveillance continue des émissions. Même si plusieurs de ces méthodes d'estimation peuvent ne pas être aussi précises que la surveillance continue des émissions, elles conviennent bien à la caractérisation de la masse du mercure au moyen de calculs du bilan massique ou de contrôle à la source. Ces méthodes conviennent aussi dans les cas où les sources de mercure sont plutôt homogènes et où la production demeure relativement constante. Les autres méthodes d'estimation, qui représentent 32 % des émissions, sont généralement utilisées pour les nombreuses sources moins importantes. La probabilité d'erreurs de ces méthodes pour chaque source individuelle ne devrait pas entraîner de variations importantes pour le secteur ou les totaux nationaux. Les estimations des sources diffuses sont généralement établies à l'aide d'une variété de facteurs d'émission et de méthodes. Pour la plupart, il s'agit d'estimations de facteur d'émission de moindre qualité.

La partie des émissions attribuable aux produits de l'inventaire des émissions est la plus incertaine, car ces sources sont fondées sur des données des États-Unis et comprennent les coefficients de partage de sources d'émissions et de flux de déchets variés. Ces données ont été équilibrées de manière générale selon les quantités de mercure importées et utilisées. Aucune donnée n'est disponible concernant le nombre réel d'appareils contenant du mercure en usage au Canada, de sorte qu'il est difficile d'améliorer cette partie de l'inventaire. Par exemple, le nombre d'interrupteurs d'automobile au mercure est basé sur les modifications d'enregistrement des véhicules par année modèle (les interrupteurs au mercure font l'objet

d'une élimination progressive depuis 2003 au Canada et aux États-Unis) et le nombre estimatif de retraits n'est basé ni sur le nombre réel de véhicules retirés de la circulation pour une année donnée ni sur le nombre d'interrupteurs retirés. Citons aussi l'utilisation d'amalgames pour les soins dentaires, dont aucune nouvelle étude disponible ne caractérise la quantité par rapport au nombre d'obturations en céramique, de sorte qu'on a dû utiliser d'autres estimations. D'autres améliorations sont requises pour d'autres groupes de produits et il faudra obtenir d'autres données afin de calculer de meilleures estimations.

2.4 LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES ET DIRECTIONS FUTURES DU CANADA

Les analyses ci-dessus présentent la situation actuelle des inventaires des polluants du Canada concernant le mercure (en particulier l'Inventaire national des rejets de polluants). Les lacunes de connaissances ci-dessous ont été relevées et serviront de guide pour améliorer les travaux futurs dans ce domaine. Le présent chapitre ne tenait pas compte des émissions naturelles, bien que celles-ci soient mentionnées afin d'établir le contexte aux fins d'analyse des inventaires des réémissions.

En ce qui concerne les inventaires des émissions de 1990 à 2010, plusieurs renseignements manquent encore, notamment les suivants :

- Une évaluation du degré d'exhaustivité des émissions déclarées dans le cadre de l'Inventaire national des rejets de polluants est nécessaire. À l'heure actuelle, les installations doivent estimer leurs rejets selon les renseignements dont elles disposent. Ainsi, si elles ne disposent d'aucun renseignement, la source et les émissions peuvent ne pas être déclarées.
- Il faut obtenir des renseignements détaillés sur les diverses sources des émissions déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants afin d'assurer un rapprochement adéquat avec les estimations des sources diffuses et de faciliter l'établissement des projections d'émissions.

- Pour l'instant, peu de renseignements sont disponibles sur la conformité des émissions aux règlements (le cas échéant) et la quantité de mercure émise par unité de produit.
- Pour certains secteurs précis, d'autres contrôles et des recherches sont nécessaires pour évaluer la quantité de mercure dans les ressources d'origine (p. ex. les sables bitumineux) afin de déterminer le risque de rejets et de réaliser une évaluation scientifique des problèmes potentiels.
- Des renseignements détaillés sur le nombre de produits contenant du mercure en usage au Canada sont requis. À l'heure actuelle, une grande partie de l'inventaire des produits est basé sur les estimations d'utilisation de produits des États-Unis.
- Il faut caractériser le mercure qui émane des incendies de forêt, y compris les brûlages contrôlés et le brûlage agricoles. Pour l'instant, très peu de facteurs d'émission sont disponibles et ceux qui le sont s'avèrent d'une qualité et d'une applicabilité douteuses. Il faut également assurer la capacité d'utiliser des méthodes plus modernes pour évaluer les émissions.
- Il manque de facteurs d'émission canadiens.
 La plupart des facteurs d'émission sont élaborés par les États-Unis ou par d'autres pays, très peu sont établis pour le Canada. Des travaux sont nécessaires pour caractériser les sources canadiennes au-delà de celles qui déclarent leurs émissions à l'Inventaire national des rejets de polluants.
- Une meilleure caractérisation des quantités réelles de déchets brûlés ainsi que la caractérisation des déchets eux-mêmes sont nécessaires. Les émissions provenant des incinérateurs restants sont bien caractérisées, mais ce n'est pas le cas des incendies accidentels qui surviennent dans les sites d'enfouissement ni des autres incidents et installations de combustion des déchets.

- Il faut acquérir des connaissances et améliorer notre compréhension concernant les émissions de mercure issu d'activités antérieures afin de mieux caractériser leur importante contribution aux réémissions de mercure. En raison de la diminution actuelle des émissions anthropiques au Canada, l'importance relative des émissions de mercure issu d'activités antérieures augmentera.
- Il faut acquérir une meilleure compréhension des incertitudes inhérentes aux inventaires des émissions en ce qui concerne le mercure. Actuellement les ressources sont axées sur les incertitudes liées aux polluants du smog, mais il faut étendre ces travaux aux autres polluants et aux secteurs plus incertains.
- La disponibilité de renseignements plus précis sur la composition des espèces chimiques de mercure émises en provenance des diverses sources est essentielle.
- Les changements saisonniers des émissions atmosphériques de mercure doivent être étudiés et pris en compte dans les inventaires.
- Il faut mettre au point un scénario d'émissions de mercure supplémentaire fondé sur un scénario de changements climatiques où les concentrations de CO₂ ne dépassent pas 450 ppm.
- Des renseignements de meilleure qualité sur les rejets de mercure dans l'eau et le sol (p. ex. sur les dépôts de cendres volantes provenant des centrales électriques et des incinérateurs dans les sites d'enfouissement) sont essentiels.



2.5 CONCLUSIONS

Au Canada, de 1995 à 2010, les sources ponctuelles d'émissions atmosphériques les plus importantes ont été les secteurs de la combustion de combustibles fossiles, des fonderies et des déchets. Les données sur les émissions de la plupart des secteurs industriels sont déclarées en vertu de l'Inventaire national des rejets de polluants. Au Canada, les émissions atmosphériques ont diminué depuis 1990, en dépit de critères de déclaration plus restrictifs (seuil inférieur). De plus, les rejets de mercure dans l'eau ont diminué. Alors que la diminution des niveaux de mercure est semblable aux États-Unis et en Europe, les émissions mondiales globales ont augmenté à cause de la contribution des sources asiatiques, en particulier, de la Chine. De nos jours, l'ensemble des régions d'Asie constituent les plus importantes zones d'émissions de mercure du monde.

Un nombre considérable d'incertitudes sont associées aux données disponibles en raison de différences dans les méthodes, notamment en matière de statistiques et d'exigences de déclaration. En général, les rejets atmosphériques sont mieux caractérisés que les rejets dans l'eau. Le Canada, à l'exemple des États-Unis et de l'Union européenne, recueille et communique systématiquement les données relatives au mercure. Dans les pays comme la Chine, où il n'existait aucun inventaire officiel des émissions en 2011, les estimations sont encore plus incertaines.

Il est essentiel d'améliorer la caractérisation des réémissions (y compris les émissions de mercure issu d'activités antérieures), car celles-ci peuvent représenter jusqu'à environ 60 % des émissions mondiales. Les connaissances relatives aux réémissions canadiennes sont très limitées dans les publications actuelles, alors que c'est ce type d'émissions qui sera le plus touché par les variations du climat. Une caractérisation améliorée des rejets de mercure dans l'eau est nécessaire, y compris des processus de mesure visant à caractériser les différentes espèces de mercure, comme le mercure élémentaire gazeux, le mercure gazeux réactif et

le mercure particulaire total. Les émissions issues de produits sont encore mal caractérisées en raison du manque de données, des changements technologiques constants et des modifications aux cycles de vie des produits. Il faut vérifier les données de production déclarées ou le rendement technologique afin de mieux évaluer les émissions réelles et de les contrôler de manière indépendante. Une caractérisation améliorée des combustibles et de leur teneur en mercure ainsi que la mise à jour des facteurs d'émission propres au Canada, amélioreraient considérablement la qualité des données sur les émissions dans le cas des émetteurs ponctuels à grande échelle tels les centrales thermiques alimentées au charbon.

2.6 RÉFÉRENCES

AECOM, 2013. Reed mine environmental baseline assessment. Hudson Bay Mining and Smelting Co., Limited, Winnipeg, MB, http://www.gov.mb.ca/conservation/eal/registries/5621reedmine/baseline_assess_part_a.pdf, accessed: 23 May 2013.

Acosta-Ruiz, G., and Powers, B., 1999. Preliminary atmospheric emissions inventory of mercury in Mexico. http://www.epa.gov/ttnchie1/conference/ei12/mexico/acosta-ruiz.pdf, accessed: 23 Mar 2013.

AMAP, AMAP Assessment 2011 Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo.

AMAP/UNEP, 2008. Technical background report to the Global Atmospheric Mercury Assessment. Arctic Monitoring and Assessment Programme, UNEP Chemicals Branch, Geneva, http://www.chem.unep.ch/mercury/Atmospheric_Emissions/Technical_background_report.pdf, accessed: 19 Mar 2013.

APHA, 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st edition. American Public Health Association, Washington DC.

Aspmo, K., Gauchard, P.-A., Steffen, A., Temme, C., Berg, T., Bahlmann, E., Banic, C., Dommergue, A., Ebinghaus, R., and Ferrari, C., 2005. Measurements of atmospheric mercury species during an international study of mercury depletion events at Ny-Ålesund, Svalbard, spring 2003. How reproducible are our present methods? Atmospheric Environment 39, 7607-7619.

Banic, C., Leaitch, W.R., Strawbridge, K., Tanabe, R., Wong, H., Gariépy, C., Simonetti, A., Nejedly, Z., Campbell, J.L.I., and Lu, J., 2006. The physical and chemical evolution of aerosols in smelter and power plant plumes: An airborne study. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis 6, 111-120.

Boutron, C.F., Vandal, G.M., Fitzgerald, W.F., and Ferrari, C.P., 1998. A forty year record of Mercury in central Greenland snow. Geophysical Research Letters 25, 3315-3318.

Buckley, D.E., Smith, J.N., and Winters, G.V., 1995. Accumulation of contaminant metals in marine sediments of Halifax Harbour, Nova Scotia: environmental factors and historical trends. Applied Geochemistry 10, 175-195.

CCME, (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2000. Canada-wide standards for mercury emissions. Endorsed by CCME Council of Ministers, June 5-6, 2000, Quebec City, Quebec, Canada.

CCME, 2002. Multi-pollutant Emission Reduction Analysis Foundation (MERAF) for the Base Metals Smelting Sector. Canadian Council of Ministers of the Environment, Ottawa.

CCME, 2006. Canada-wide standards for mercury emissions from coal-fired electric power generation plants. Canadian Council of Ministers of the Environment, http://www.ccme.ca/assets/pdf/hg_epg_cws_w_annex.pdf, accessed: 23 Mar 2013.

Cole, A.S., and Steffen, A., 2010. Trends in long-term gaseous mercury observations in the Arctic and effects of temperature and other atmospheric conditions. Atmospheric Chemistry and Physics 10, 4661-4672.

Collins, M.T., McConaghy, E.J., Stauffer, R.F., Desroches, G.J., and Krysa, B.D., 1994. Starting up the Sherritt zinc pressure leach process at Hudson Bay. JOM 46, 51-58

Corbitt, E.S., Jacob, D.J., Holmes, C.D., Streets, D.G., and Sunderland, E.M., 2011. Global source-receptor relationships for mercury deposition under present-day and 2050 emissions scenarios. Environmental Science and Technology 45, 10477-10484.

Deeds, D.A., Banic, C.M., Lu, J., and Daggupaty, S., 2013. Mercury speciation in a coal-fired power plant plume: an aircraft-based study of emissions from the 3,640 MW Nanticoke generating station, Ontario, Canada. Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 118, 4919-4935.

Department of the Environment, Alberta, http://environment.alberta.ca/0969.html, accessed: 21 March 2013

Doiron, C.C., Napier, E.C., 1998. An inventory of uses and releases of mercury during product life cycles. Prepared for the Canadian Council of Ministers of the Environment, Canada-wide Standard Mercury Development Task Force, November 1998.

Durnford, D., Dastoor, A., Figueras-Nieto, D., and Ryjkov, A., 2010. Long range transport of mercury to the Arctic and across Canada. Atmospheric Chemistry and Physics 10, 6063-6086.

Durnford, D., and Dastoor, A., 2011. The behavior of mercury in the cryosphere: A review of what we know from observations. Journal Geophysical Research - Atmospheres 116, JD014809.

Eckhardt, S., Stohl, A., Beirle, S., Spichtinger, N., James, P., Forster, C., Junker, C., Wagner, T., Platt, U., and Jennings, S.G., 2003. The North Atlantic Oscillation controls air pollution transport to the Arctic. Atmospheric Chemistry and Physics 3, 1769-1778.

Edgerton, E.S., Hartsell, B.E., and Jansen, J.J., 2006. Mercury speciation in coal-fired power plant plumes observed at three surface sites in the southeastern US. Environmental Science and Technology 40, 4563-4570.

Ehrlich, H.L., and Newman, D.K., 2009. Geomicrobiology, 5th edition, CRC Press, Boca Raton.

Environment Canada, 2008. Turning the Corner: Detailed Emissions and Economic Modelling Annex 1: Environment Canada's Modelling Framework.

Environment Canada, 2010a. http://www.ec.gc.ca/mercure-mercury/default.asp?lang=En&n=26BC75F2-1, accessed: 23 March 2013.

Environment Canada, 2010b. Risk Management strategy for mercury, Environment Canada, http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/ec/En14-20-2010-eng.pdf, accessed: 28 Jun 2013

Environment Canada, 2011. Environmental monitoring and surveillance in support of the Chemicals Management Plan, http://www.ec.gc.ca/Publications/F48952A0-3F54-4D76-BAA6-EA6CF5529590/EnvironmentalMonitoringandSurveillanceinSupportoftheC-MP.pdf, accessed: 20 Mar 2013.

Environment Canada, 2012a. Canada's emission trends 2012, http://www.ec.gc.ca/Publications/253AE6E6-5E73-4AFC-81B7-9CF440D5D2C5/793-Canada's-Emissions-Trends-2012_e_01.pdf, accessed: 28 June 2013.

Environment Canada, 2012b, National Inventory Report 1990-2012: Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada, http://publications.gc.ca/site/ eng/418792/publication.html, accessed: 17 Jul 2014

Environment Canada, 2013a. http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/, accessed: 22 March 2013.

Environment Canada, 2013b. National pollutant release inventory (NPRI) sector coverage study for the 2008 reporting year. Science & Technology Branch Science and Risk Assessment Directorate.

Eyrikh, S., Schwikowski, M., Gäggeler, H.W., Tobler, L., and Papina, T., 2003. First mercury determination in snow and firn from high-mountain glaciers in the Siberian Altai by CV-ICP-MS. Journal De Physique IV 107, 431-434.

Faïn, X., Ferrari, C.P., Dommergue, A., Albert, M.R., Battle, M., Severinghaus, J., Arnaud, L., Barnola, J.M., Cairns, W., Barbante, C., and Boutron, C., 2009. Polar firn air reveals large-scale impact of anthropogenic mercury emissions during the 1970s. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 106, 16114-16119.

Finance Canada, http://www.budget.gc.ca/2012/plan/chap2-eng.html#a22, accessed: 29 March 2012

Friedli, H.R., Arellano, A.F., Cinnirella, S., and Pirrone, N., 2009. Initial estimates of mercury emissions to the atmosphere from global biomass burning. Environmental Science and Technology 43, 3507-3513.

Goodarzi, F., 2002. Mineralogy, elemental composition and modes of occurrence of elements in Canadian feed-coals. Fuel 81, 1199-1213.

Goodarzi, F., and Goodarzi, N.N., 2004. Mercury in Western Canadian subbituminous coala weighted average study to evaluate potential mercury reduction by selective mining. International Journal of Coal Geology 58, 251-259.

Goto-Azuma, K., and Koerner, R.M., 2001. Ice core studies of anthropogenic sulfate and nitrate trends in the Arctic. Journal of Geophysical Research-Atmospheres (1984-2012) 106, 4959-4969.

Hagreen, L.A., and Lourie, B.A., 2004. Canadian mercury inventories: The missing pieces. Environmental Research 95, 272-281.

Harrison, S.E., and Klaverkamp, J.F., 1990. Metal contamination in liver and muscle of northern pike (*Esox lucius*) and white sucker (*Catostomus commersoni*) and in sediments from lakes near the smelter at Flin Flon, Manitoba. Environmental Toxicology and Chemistry 9, 941-956.

Hollebone, B.P., and Yang, C.X., 2007. Mercury in Crude Oil Refined in Canada, Environment Canada, Ottawa.

Holloway, T., Voigt, C., Morton, J., Spak, S.N., Rutter, A.P., and Schauer, J.J., 2012. An assessment of atmospheric mercury in the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model at an urban site and a rural site in the Great Lakes Region of North America. Atmospheric Chemistry & Physics 12, 7117-7133.

Hudbay, 2013. http://www.hudbayminerals.com/ English/About-Us/Heritage/default.aspx, accessed: 20 March 2013.

Infometrica, http://www.informetrica.com/, accessed: 28 March 2013.

Jacob, D.J., 1999. Introduction to Atmospheric Chemistry, Princeton University Press, Princeton, NJ.

Jitaru, P., Infante, H.G., Ferrari, C.P., Dommergue, A., Boutron, C.F., and Adams, F.C., 2003. Present century record of mercury species pollution in high altitude alpine snow and ice. Journal De Physique IV 107, 683-686.

Jitaru, P., Gabrielli, P., Marteel, A., Plane, J.M., Planchon, F.A., Gauchard, P.-A., Ferrari, C.P., Boutron, C.F., Adams, F.C., and Hong, S., 2009. Atmospheric depletion of mercury over Antarctica during glacial periods. Nature Geoscience 2, 505-508.

Lee, X., Bullock Jr, O.R., and Andres, R.J., 2001. Anthropogenic emission of mercury to the atmosphere in the northeast United States. Geophysical Research Letters 28, 1231-1234.

Li, C., Cornett, J., Willie, S., and Lam, J., 2009. Mercury in arctic air: the long-term trend. Science of the Total Environment 407, 2756-2759.

Limbong, D., Kumampung, J., Rimper, J., Arai, T., and Miyazaki, N., 2003. Emissions and environmental implications of mercury from artisanal gold mining in north Sulawesi, Indonesia. Science of the Total Environment 302, 227-236.

Lindberg, S., Bullock, R., Ebinghaus, R., Engstrom, D., Feng, X., Fitzgerald, W., Pirrone, N., Prestbo, E., and Seigneur, C., 2007. A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury

in deposition. AMBIO: A Journal of the Human Environment 36, 19-33.

Lohman, K., Seigneur, C., Edgerton, E., and Jansen, J., 2006. Modeling mercury in power plant plumes. Environmental Science & Technology 40, 3848-3854.

Lyng, R., Curtis, K., and Marshall, L., 2005. Full-scale testing of mercury emissions at Ontario Power Generation's Nanticoke GS and the potential for mercury control. Proceedings of the Air Quality V Conference, 18-21 September, 2005, Arlington, Virginia.

Macaluso, N., 2009. E3MC slide on model interactions.

Mann, J.L., Long, S.E., Shuman, C.A., and Kelly, W.R., 2005. Determination of mercury content in a shallow firn core from Greenland by isotope dilution inductively coupled plasma mass spectrometry. Water Air and Soil Pollution 163, 19-32.

Mason, R.P., and Sheu, G.-R., 2002. Role of the ocean in the global mercury cycle. Global Biogeochemical Cycles 16, 1093.

MPCA, 2001. Substance flow analysis of mercury in products, Minnesota Pollution Control Agency, Minneapolis, http://www.pca.state.mn.us/index.php/view-document.html?gid=315, accessed: 20 Mar 2013.

Munthe, J., Kindbom, K., Kruger, O., Petersen, G., Pacyna, J., and Iverfeldt, 2001. Examining source-receptor relationships for mercury in Scandinavia modelled and empirical evidence. Water, Air, & Soil Pollution: Focus 1, 299-310.

Myers, T., Atkinson, R.D., Bullock Jr, O.R., and Bash, J.O., 2013. Investigation of effects of varying model inputs on mercury deposition estimates in the Southwest US. Atmos. Chem. Phys 13, 997-1009.

NEB, 2011. Canada's energy future: Energy supply and demand projections to 2035, November 2011, National Energy Board, Ottawa. http://www.nebone.gc.ca/clf-nsi/rnrgynfmtn/nrgyrprt/nrgyftr/2011/nrgsppldmndprjctn2035-eng.pdf, accessed: 23 May 2013.

Nilsen, J., 2003. Status of the environment report. Hudson Bay Mining and Smelting Co. Ltd

OhioLumex, 2010. Method 30B - Determination of total vapor phase mercury emissions from coal-fired combustion sources using carbon sorbent traps. http://www.ohiolumex.com/download/Method_30B.pdf, accessed: 23 May 2013.

Oltmans, S.J., Lefohn, A.S., Harris, J.M., Galbally, I., Scheel, H.E., Bodeker, G., Brunke, E., Claude, H., Tarasick, D., and Johnson, B.J., 2006. Long-term changes in tropospheric ozone. Atmospheric Environment 40, 3156-3173.

Outridge, P.M., Sanei, H., Stern, G.A., Carrie, J., MacDonald, R.W., Goodarzi, F., Goodsite, M.E., and Hamilton, P.B., 2011. Comment on climate change and mercury accumulation in Canadian high and subarctic lakes. Environmental Science & Technology (Washington) 45, 6703-6704

Pacyna, E.G., and Pacyna, J.M., 2002. Water, Air, and Soil Pollution 137, 149-165.

Pacyna, J.M., Pacyna, E.G., Steenhuisen, F., and Wilson, S., 2003. Mapping 1995 global anthropogenic emissions of mercury. Atmospheric Environment 37, 109-117.

Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Steenhuisen, F., and Wilson, S., 2006. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. Atmospheric Environment 40, 4048-4063.

Pacyna, G., Pacyna, M., Sundseth, K., Munthe, J., Kindbom, K., Wilson, S., Steenhuisen, F., and Maxson, P., 2010. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. Atmospheric Environment 44, 2487-2499.

Pai, P., Niemi, D., and Powers, B., 2000. A North American inventory of anthropogenic mercury emissions. Fuel Processing Technology 65, 101-115

Pollution Inventories and Reporting Division (PIRD), 2013. Mercury Emissions Trend, Environment Canada, Ottawa, ON. Ratola, N., Cincinelli, A., Alves, A., and Katsoyiannis, A., 2012. Occurrence of organic microcontaminants in the wastewater treatment process. A mini review. Journal of Hazardous Materials 239-240, 1-18.

Sang, S., and Lourie, B., 1996. Mercury in Ontario, an inventory of sources, uses, and releases. A report prepared for Environment Canada and the Ontario Ministry of Environment and Energy.

Sang, S., and Lourie, B., 1997. Mercury emission inventory in Ontario. Environmental Monitoring and Assessment 47, 79-87.

Schroeder, W.H., and Munthe, J., 1998. Atmospheric mercury - an overview. Atmospheric Environment 32, 809-822.

Schuster, P.F., Krabbenhoft, D.P., Naftz, D.L., Cecil, L.D., Olson, M.L., Dewild, J.F., Susong, D.D., Green, J.R., and Abbott, M.L., 2002. Atmospheric mercury deposition during the last 270 years: A glacial ice core record of natural and anthropogenic sources. Environmental Science & Technology 36, 2303-2310.

Seigneur, C., Karamchandani, P., Lohman, K., Vijayaraghavan, K., and Shia, R.-L., 2001. Multiscale modeling of the atmospheric fate and transport of mercury. Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984--2012) 106, 27795-27809.

Selin, N.E., Jacob, D.J., Park, R.J., Yantosca, R.M., Strode, S., Jaeglé, L., and Jaffe, D., 2007. Chemical cycling and deposition of atmospheric mercury: Global constraints from observations. Journal Geophysical Research 112.

Sigler, J.M., and Lee, X., 2006. Recent trends in anthropogenic mercury emission in the northeast United States. Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984--2012) 111, D14316.

Skeaff, J.M., and Dubreuil, A.A., 1997. Calculated 1993 emission factors of trace metals for Canadian non-ferrous smelters. Atmospheric Environment 31, 1449-1457.

Soerensen, A.L., Skov, H., Jacob, D.J., Soerensen, B.T., and Johnson, M.S., 2010. Global concentrations of gaseous elemental mercury and reactive gaseous mercury in the marine boundary layer. Environmental Science & Technology 44, 7425.,

Sonke, J.E., Schäfer, J., Chmeleff, J., Audry, S., Blanc, G., and Dupré, B., 2010. Sedimentary mercury stable isotope records of atmospheric and riverine pollution from two major European heavy metal refineries. Chemical Geology 279, 90-100.

Steffen, A., Schroeder, W., Macdonald, R., Poissant, L., and Konoplev, A., 2005. Mercury in the Arctic atmosphere: an analysis of eight years of measurements of GEM at Alert (Canada) and a comparison with observations at Amderma (Russia) and Kuujjuarapik (Canada). Science of the Total Environment 342, 185-198.

Steffen, A., Douglas, T., Amyot, M., Ariya, P., Aspmo, K., Berg, T., Bottenheim, J., Brooks, S., Cobbett, F., Dastoor, A., Dommergue, A., Ebinghaus, R., Ferrari, C., Garfeldt, K., Goodsite, M.E., Lean, D., Poulain, A.J., Scherz, C., Skov, H., Sommar, J., and Temme, C., 2008. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. Journal Geophysical Research 8, 1445-1482.

Streets, D.G., Hao, J., Wu, Y., Jiang, J., Chan, M., Tian, H., and Feng, X., 2005. Anthropogenic mercury emissions in China. Atmospheric Environment 39, 7789-7806.

Streets, D.G., Zhang, Q., and Wu, Y., 2009. Projections of Global Mercury Emissions in 2050. Environmental Science and Technology 43, 2983-2988.

Streets, D.G., Devane, M.K., Lu, Z., Bond, T.C., Sunderland, E.M., and Jacob, D.J., 2011. All-Time Releases of Mercury to the Atmosphere from Human Activities. Environmental Science and Technology 45, 10485-10491.

Sunderland, E.M., and Chmura, G.L., 2000a. The history of mercury emissions from fuel combustion in maritime Canada. Environmental Pollution 110, 297-306

Sunderland, E.M., and Chmura, G.L., 2000b. An inventory of historical mercury emissions in Maritime Canada: implications for present and future contamination. Science of the Total Environment 256, 39-57.

Swain, E.B., Jakus, P.M., Rice, G., Lupi, F., Maxson, P.A., Pacyna, J.M., Penn, A., Spiegel, S.J., and Veiga, M.M., 2007. Socioeconomic consequences of mercury use and pollution. AMBIO: A Journal of the Human Environment 36, 45-61.

UNEP, 2008. The Global Atmospheric Mercury Assessment: Sources, Emissions and Transport, UNEP Chemicals Branch, Geneva.

UNEP, 2013. Global Mercury Assessment 2013, Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport, UNEP Chemicals Branch, Geneva.

UNECE, 2013. Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution on Heavy Metals.

USEPA, 2002. Method 1631, Revision E: Mercury in Water by Oxidation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry, EPA Statistics and Analytical Support Branch, Washington DC.

USEPA, 2005. National Emissions Inventory, version 2. http://www.epa.gov/ttn/chief/net/2005inventory.html, accessed: 1 February 2013.

USEPA, 2008. 2008 National Emissions Inventory, version 2, ftp://ftp.epa.gov/EmisInventory/2008v2/doc/, accessed: 23 March 2013.

USEPA, 2012. http://www.epa.gov/tri/, accessed: 23 March 2013.

USEPA, 2013. http://www.epa.gov/oust/regions/regmap.htm, accessed: 28 March 2013.

Valupadas, P., 2009. Alberta mercury regulation for coal-fired power plants. Fuel Processing Technology 90, 1339-1342.

Van der Most, P.F.I., and Veldt, C., 1992. Emission Factors Manual PARCOM-ATMOS: Emission Factors for Air Pollutants 1992: Final Report, TNO Institute of Environmental and Energy Technology.

Vasiliev, O.F., Obolenskiy, A.A., and Yagolnitser, M.A., 1998. Mercury as a pollutant in Siberia: sources, fluxes and a regional budget. Science of the Total Environment 213, 73-84

Walcek, C., De Santis, S., and Gentile, T., 2003. Preparation of mercury emissions inventory for eastern North America. Environmental Pollution 123, 375-381.

Wang, X.P., Yao, T.D., Wang, P.L., Wei-Yang, and Tian, L.D., 2008. The recent deposition of persistent organic pollutants and mercury to the Dasuopu glacier, Mt. Xixiabangma, central Himalayas. Science of the Total Environment 394, 134-143.

Wiedinmyer, C., and Friedli, H., 2007. Mercury emission estimates from fires: An initial inventory for the United States. Environmental Science & Technology 41, 8092-8098

Wu, Y., Wang, S., Streets, D.G., Hao, J., Chan, M., and Jiang, J., 2006. Trends in anthropogenic mercury emissions in China from 1995 to 2003. Environmental Science & Technology 40, 5312-5318

Yudovich, Y.E., and Ketris, M.P., 2005. Mercury in coal: A review: Part 1. Geochemistry. International Journal of Coal Geology 62, 107-134.

Zdanowicz, C., Krüemmel, E.M., Lean, D., Poulain, A., Yumvihoze, E., Chen, J., and Hintelmann, H., 2012. Accumulation, storage and release of atmospheric mercury in a glaciated Arctic catchment, Baffin Island, Canada. Geochimica Et Cosmochimica Acta.

Zoltai, S.C., 1988. Distribution of base metals in peat near a smelter at Flin Flon, Manitoba. Water, Air, and Soil Pollution 37, 217-228.

Chapitre 3a:

Facteurs ayant une incidence sur les émissions de mercure dans les sols au Canada



Auteur coordinateur : Nelson J. O'Driscoll

Auteurs principaux : Ravinder Pannu

Coauteur: Steven D. Siciliano, Nelson J. O'Driscoll

TABLE DES MATIÈRES

3A.1 INTRODUCTION	65
3a.1.1 Émissions de mercure provenant des sols	65
3a.1.2 Spéciation du mercure dans les sols	69
3A.2 MÉTHODES DE MESURE DU FLUX DE MERCURE DANS LES SOLS	70
3A.3 ÉCARTS ENTRE LES VALEURS DES ÉMISSIONS DE MERCURE DANS LE SOL (HGº)	71
3A.4 VARIABLES AYANT UNE INCIDENCE SUR LES ÉMISSIONS DE MERCURE DANS LES SOLS	72
3a.4.1 Humidité du sol	
3a.4.2 Température du sol et rayonnement	73
3a.4.3 Matière organique dans le sol	
3a.4.4 Facteurs microbiologiques	76
3A.5 FLUX DE MERCURE PROVENANT DES SOLS CANADIENS	77
3A.6 CONCLUSIONS	81
3A.7 LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES	81
2Λ Ω ΡΕΓΕΡΕΝΟΈς	QO

3A.1 INTRODUCTION

Le mercure (Hg) est un contaminant mobile très toxique, ce qui en fait une préoccupation tant à l'échelle régionale qu'à l'échelle mondiale. On le trouve dans les écosystèmes sous différentes formes, soit en tant que mercure élémentaire gazeux (Hg⁰ dans ce chapitre), mercure réactif gazeux (Hg²⁺), mercure particulaire (MPT), mercure bivalent dissous (Hg²⁺) et méthylmercure (MeHg) (Pehkonen et Lin, 1998). Le méthylmercure a un potentiel de bioaccumulation et de bioamplification dans des conditions naturelles et présente un risque pour les humains, la faune et les organismes des habitats aquatiques (Mergler *et al.*, 2007).

Le mercure atmosphérique se trouve principalement (95 à 99 %) sous forme de Hg^o (Wangberg et al., 2007), qui est volatil à des températures ambiantes normales et relativement non réactif. De plus, son temps de séjour dans l'atmosphère est de l'ordre d'un an, de sorte qu'il peut être soumis à un transport à grande distance (Lindberg et al., 2007; Munthe et al., 1995). Le mercure élémentaire peut être émis par des surfaces terrestres, oxydé dans l'atmosphère en Hg²⁺, dissous et déposé dans la pluie et, finalement, être réduit en Hg⁰, puis réémis dans l'atmosphère à partir du sol, de l'eau et de la végétation. On trouve des vapeurs de mercure dans l'espace interstitiel du sol, principalement sous forme de Ha^o et on les a mesurées à des concentrations allant de 1 à 53 ng m⁻³ (Johnson et Lindberg, 1995). Le mercure est homogène de haut en bas dans la troposphère et ses concentrations mesurées aux sites de références varient entre 1 et 4 ng m⁻³ (Iverfeldt et Lindgvist, 1986; Lin et Pehkonen, 1999). Selon les modèles du cycle global du mercure, entre 50 et 70 % du mercure dans l'atmosphère se retrouverait dans des dépôts secs et humides sur la surface émergée (Lindberg et al., 2007; Mason et al., 1995; Mason et Sheu, 2002). Il a été estimé que ces surfaces émergées émettaient de nouveau de 14 à 24 % de la charge atmosphérique totale (Mason et al., 1995; Mason et Sheu, 2002); les surfaces émergées constituent donc une source et un puits importants de mercure atmosphérique (da Silva et al., 2009; Fitzgerald, 1995; Mason et al., 1995).

Les émissions de mercure dans l'atmosphère peuvent provenir de nombreuses sources naturelles et anthropiques; toutefois, les auteurs de publications scientifiques ne s'entendent toujours pas sur la mesure dans laquelle chacune de ces sources contribue au bassin de mercure atmosphérique. Gustin et al. (2008) ont noté que ces estimations des émissions mondiales de mercure de sources naturelles se situaient entre 800 et 3 000 tonnes par année, ce qui est semblable aux estimations des émissions mondiales de sources anthropiques (2 000 à 2 400 tonnes par année). Selon la modélisation récente, la concentration de mercure dans l'atmosphère aurait plus que triplée au cours du siècle dernier (Mason, 2009; Pirrone et al., 2009; Selin et al., 2007; Smith-Downey et al., 2010).

3a.1.1 Émissions de mercure provenant des sols

Il a été établi que les émissions de mercure provenant des sols naturels contribuaient de facon importante au bilan mondial du mercure atmosphérique. Globalement, on estime que les apports de mercure de sources terrestres sont de 1 850 tonnes par année et que les émissions des océans, de 2 680 tonnes par année (Smith-Downey et al., 2010). Du point de vue de la superficie, les émissions provenant du sol sont plus élevées que celles provenant des océans. Les forêts représentent environ 20 % de ces émissions, et les émissions totales provenant des régions de végétation comptent pour environ 60 % de l'apport total des sources terrestres (Gustin *et al.*, 2008; Lindberg et al., 2007; Pirrone et al., 2009). En général, les concentrations de fond du mercure dans le sol varient largement d'un endroit à l'autre, selon le cadre tectonique et géothermique local. Les sols enrichis en mercure par les processus géologiques naturels peuvent présenter des concentrations de mercure de l'ordre de 100 à 200 µg g-1, et il est généralement admis que les sols de référence ont une concentration de mercure oscillant entre 0.01 et 0.05 µg g⁻¹ (Gustin *et al.*, 1995; Rundgren et al., 1992; Schluter, 2000). En Chine, dans une zone géothermique, les concentrations de mercure dans le sol inférieures à 60 µg de mercure par gramme constituaient la concentration de fond, et les concentrations plus élevées étaient considérées

TABLEAU 3A.1 Comparaison des flux de mercure mesurés dans divers types de sols de différents pays

Lieu (saison)	Type de site	Type de sol	Mercure dans le sol (µg g ⁻¹)	Humidité (%)	Flux de mercure (ng/m²/h)	Référence
Alabama, États-Unis	Rural et isolé	S.O.	S.O.	S.O.	1,7	Valente <i>et al.</i> (2007)
Alabama, États-Unis	Habitats urbains	S.O.	S.O.	S.O.	1,61	Valente <i>et al.</i> (2007)
Alabama, États-Unis	Habitats urbains	S.O.	S.O.	S.O.	5,2	Valente <i>et al.</i> (2007)
Alabama, États-Unis	Forestier couvert de litière	S.O.	S.O.	S.O.	\$.0.	Gustin <i>et al.</i> (2008)
Alabama, États-Unis	Flux annuel pendant le jour	S.O.	S.O.	\$.0.	0,4	Kuiken <i>et al.</i> (2008)
Côte est des États-Unis	Forestier couvert de litière	S.O.	S.O.	\$.0.	0,2	Zhang <i>et al.</i> (2008)
Nevada, États-Unis	Sols de praire couverts de litière	S.O.	S.O.	\$.0.	0,53	Stamenkovic <i>et</i> al. (2008)
Maine, États-Unis	Pins blancs, rouges et gris	Sable	69	31	1,4	Kuiken <i>et al.</i> (2008)
New York, États-Unis	Érables, hêtres, bouleaux	Loam	50	23	-0,1	Kuiken <i>et al.</i> (2008)
Pennsylvanie, États-Unis	Chênes, pins	Loam	33	19	0,5	Kuiken <i>et al.</i> (2008)
New Jersey, États-Unis	Pins à courtes feuilles	Sable	13	23	-0,1	Kuiken <i>et al.</i> (2008)
Caroline du Nord, États-Unis	Chênes, caryers	S.O.	21	10	0,7	Kuiken <i>et al.</i> (2008)
Caroline du Sud, États-Unis	Chênes, gemme, cyprès	Sable	47	9	-12	Kuiken <i>et al.</i> (2008)
Tennessee, États-Unis	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	-0,2	Kuiken <i>et al.</i> (2008)
Suède (été)	Champ et forêt de conifères	S.O.	S.O.	\$.0.	1,1	Schroeder <i>et al.</i> (1989)
Suède (été)	Forêt de conifères	S.O.	S.O.	\$.0.	-0,02	Lindberg <i>et al.</i> (1998)
Tennessee, États-Unis (été)	Forêt	S.O.	110 à 470	\$.0.	0,11 à 0,47	Carpi et Lindberg (1998)
Tennessee, États-Unis (été)	Forêt	S.O.	60	\$.0.	12 à 45	Carpi et Lindberg (1998)
Québec, Canada (été)	Région rurale	S.O.	S.O.	\$.0.	2,95	Poissant et Casimir (1998)
Nevada, États-Unis (automne)	Alluvial désertique	S.O.	20 à 110	S.O.	-51 à -4	Engle <i>et al.</i> (2001)

Lieu (saison)	Type de site	Type de sol	Mercure dans le sol (µg g ⁻¹)	Humidité (%)	Flux de mercure (ng/m²/h)	Référence
Minnesota, États-Unis (été)	Forestier	S.O.	6 à 100	S.O.	-0,2 à 2,4	Zhang <i>et al.</i> (2001)
Minnesota, États-Unis (été)	Dégagé	S.O.	20	S.O.	7,6	Zhang <i>et al.</i> (2001)
Nevada, États-Unis (été)	Désertique	\$.0.	50 à 100	S.O.	2	Nacht et Gustin (2004)
Midwest des États- Unis (été à automne)	Dégagé	S.O.	< 60	S.O.	0,9	Ericksen <i>et al.</i> (2006)
Bassin du rio Negro, Amazonie (hiver)	Forestier	S.O.	160 à 840	S.O.	0,11	Magarelli et Fostier (2005)
Bassin du rio Negro, Amazonie (hiver)	Déboisé	S.O.	50 à 110	S.O.	13,7	Magarelli et Fostier (2005)
Nevada, États-Unis (automne)	Désertique	S.O.	10 ± 5	S.O.	-0,2	Ericksen <i>et al.</i> (2005)
New York, États-Unis (automne)	Forestier	Loam sablonneux	160 ± 31	7,5	-0,55	Quinones et Carpi (2011)
New York, États-Unis (automne)	Forestier	Alluvial de sable fin	260 ± 120	\$.0.	3 à 28	Lin <i>et al.</i> (2010)
Nouvelle-Écosse, Canada (été)	Forestier	Loam sablonneux	330	\$.0.	1,4 à 2,3	Boudala <i>et al.</i> (2000)
Rondônia, Brésil (été)	Champ dégagé	S.O.	57 ± 3	\$.0.	9	Magarelli et Fostier (2005)
Rondônia, Brésil (été)	Déboisé	S.O.	83 ± 19	S.O.	5	Magarelli et Fostier (2005)
Ontario, Canada (automne)	Agricole	Loam argileux	400 ± 40	S.O.	0,1	Cobbett et Van Heyst (2007)
Fruebuel, Suisse	Prairies	S.O.	100 ± 15	4.5	4,3	Fritsche <i>et al.</i> (2008)
Ontario, Canada (automne)	Schisteux	S.O.	358 à 1 600	\$.0.	9,1 à 213,5	Schroeder <i>et al.</i> (2005)
Colombie-Britannique, Canada (automne)	Cinabre	S.O.	1,8e ⁵	\$.0.	91,8	Schroeder <i>et al.</i> (2005)
Ontario, Canada (été)	Minéralisé	S.O.	1,25e ⁵	S.O.	1760	Schroeder <i>et al.</i> (2005)
Québec, Canada (automne)	Carrière de sable et de gravier	S.0.	10	S.O.	5,9	Schroeder <i>et al.</i> (2005)
Ontario et Nouvelle- Écosse, Canada (été)	Sols de référence	S.O.	5 à 250	S.O.	-0,03 à 1,7	Schroeder <i>et al.</i> (2005)

s.o. – sans objet

comme anormales. En Allemagne, dans une zone minéralisée, des concentrations de mercure allant jusqu'à 1 800 µg de mercure par gramme ont été mesurées dans le sol, valeurs qui dépassent nettement les concentrations de fond type mesurées dans les autres régions du pays (< 200 ng g⁻¹) (During *et al.*, 2009; Schluter, 2000). Le tableau 1 montre une comparaison des flux de mercure de différents pays, y compris le Canada.

Les recherches effectuées au cours des dix dernières années ont permis d'établir l'importance des sols naturels dans le cycle du mercure et montrent que les émissions des sols peuvent contribuer de façon substantielle (700 à 1 000 tonnes par année) à la charge atmosphérique mondiale de mercure (Coolbaugh et al., 2002; Engle et al., 2001; Engle et Gustin, 2002; Gustin et Lindberg, 2000; Gustin, 2003; Zhang et Lindberg, 1999). Selin et Jacob, (2008) ont estimé les émissions de mercure dans l'atmosphère à partir du sol à 2 200 tonnes par année, mais la valeur utilisée dans d'autres modélisations récentes est de 2 000 tonnes par année (Lindberg et al., 2007; Seigneur et al., 2004; Selin et al., 2007). D'après ces études les forêts représentent, en moyenne, 22 % des émissions, les terres agricoles, 8 %, les autres régions de végétation, 27 %, les déserts et

les sites riches en métaux, 30 % et les volcans, 5 %. Les régions tropicales sont la principale source des émissions (53 %), suivies des régions tempérées (39 %), puis des régions polaires (8 %). La libération en provenance des océans, qui couvrent 70 % de la surface de la Terre, s'élève à 2 680 tonnes par année. En revanche, la libération en provenance du milieu terrestre (30 % de la surface) est de 1 850 tonnes par année. Les émissions moyennes de la terre sont donc supérieures à celles des océans par unité de surface (Bash et al., 2004: Pirrone et al., 2009). Les estimations modélisées des émissions mondiales de mercure de sources naturelles varient grandement, surtout en raison du manque de données quantitatives sur la volatilisation du mercure à partir des surfaces naturelles (Pirrone et al., 2009). Au Canada, les estimations des apports de mercure dans l'atmosphère provenant de sources naturelles sont effectuées pour des lieux précis seulement. Il est donc impossible de faire des estimations précises des émissions pour l'ensemble du pays à partir de données empiriques et en raison de la nature hétérogène du mercure dans les systèmes terrestres. Par conséquent, à l'heure actuelle, les estimations du bilan et du cycle biogéochimique du mercure sont fondées sur des modèles du cycle du mercure.



3a.1.2 Spéciation du mercure dans les sols

Le mercure dans le sol peut être divisé en trois bassins selon son association à la matrice du sol, soit : (i) mercure minéral (contenu dans la fraction minérale du sol); (ii) mercure lié aux complexes de carbone organique; (iii) mercure adsorbé à la surface des particules du sol.

Le mercure minéral provient directement des matériaux d'origine du sol et, bien que la teneur totale en mercure de la fraction minérale du sol soit généralement faible (< 10 ng g⁻¹) (Friedli *et* al., 2003), la grande quantité de sols minéraux indique qu'il s'agit du bassin de mercure le plus important dans l'environnement mondial (Gustin et al., 2006; Schluter, 2000). La texture du sol et la minéralogie de l'argile (kaolinite, montmorillonite, smectite et goethite) sont des facteurs importants à considérer lorsqu'on cherche à déterminer l'interaction du mercure avec les minéraux du sol. Le mercure interagit avec les minéraux par des réactions d'adsorption-désorption et de précipitationdissolution (Schroeder et al., 2005), La sorption se produit par l'échange d'ions et la liaison à des sites de sorption sur des colloïdes d'argile. Dans les sols, le mercure s'associe également avec l'oxyde de fer hydraté en formant deux liaisons avec des groupes hydroxyles et peut également coprécipiter ou s'adsorber au phosphate, au carbonate et au sulfate qui contiennent des minéraux (Schuster, 1991). Dans une étude sur le sol menée dans l'Est du Canada, les concentrations de mercure les plus élevées ont été observées dans l'horizon Ah (466 ng g-1), suivi de l'horizon O (415 ng g⁻¹) et de l'horizon C (304 ng g⁻¹) (O'Driscoll et al., 2005). La libération du mercure dans l'atmosphère à partir du bassin minéral est fonction de l'altération météorique sur des échelles à long terme et, par intermittence, d'importantes émissions de l'activité volcanique.

Le deuxième bassin, soit le mercure lié à des composés organiques, est associé aux dépôts atmosphériques sur les sols et la végétation. Des quantités considérables de mercure provenant de dépôts atmosphériques s'associent à la matière organique dans les écosystèmes terrestres, et

d'importants bassins de mercure provenant de l'atmosphère peuvent rester dans la litière de surface (Grigal, 2003; Munthe et al., 1995). Le mercure lié aux composés organiques du sol peut retenir le mercure des dépôts atmosphériques à des échelles temporelles allant du mois à l'année. L'interaction entre le mercure et la matière organique peut s'expliquer partiellement par l'attraction du mercure aux sites d'échange cationique ainsi qu'aux sites actifs de la matière organique contenant du soufre, l'ion sulfate ou de l'oxygène. Le mercure inorganique (Hg²⁺) se lie aux groupes surlfatoréducteurs dans la matière organique du sol (très forte affinité) (Haitzer et al., 2003: Khwaia et al., 2006: Skyllberg et al., 2000) et est protégé contre la réduction jusqu'à la décomposition de la matière organique (Fritsche et al., 2008; Wickland et al., 2006) ou subit une volatilisation par le feu (Friedli et al., 2003; Turetsky et al., 2006).

Le troisième bassin, soit le mercure légèrement adsorbé à la surface, provient des dépôts atmosphériques de Hg²⁺ et de Hg⁰ sur la surface du sol et des feuilles. Le Hg2+ inorganique peut se lier faiblement à des particules du sol à charge négative, mais les processus tels que l'échange cationique et l'ajout d'eau peuvent facilement déloger le Hg²⁺ du sol et entraîner sa libération (Farella et al., 2006). Le Hg²⁺ doit subir une réduction pour être libéré du sol sous sa forme élémentaire (Hg⁰). La réduction du Hg²⁺ en Hg⁰ s'effectue par des processus biotiques (Barkay et al., 2003; Barkay et al., 1989; Siciliano et al., 2002) et par des processus abiotiques comportant des réactions redox et par la lumière du soleil avec des acides organiques, comme l'acide fulvique ou les acides humigues (Allard et Arsenie, 1991; Costa et Liss, 1999; Gu et al., 2011; Pirrone et al., 2001; Schluter, 2000: Smith et al., 2002: Terkhi et al., 2008: Yang et al., 2007). Comme ce bassin de mercure est labile et de courte durée de vie, il constitue une source importante d'émissions de mercure à partir du sol. Le mercure élémentaire n'est pas stocké dans les sols sur de longues périodes et retourne dans l'atmosphère par volatilisation. On estime que les émissions de ce bassin sont principalement du mercure provenant de processus de dépôts atmosphériques secs et humides issus de sources naturelles et anthropiques (Pirrone et al., 2009).

3A.2 MÉTHODES DE MESURE DU FLUX DE MERCURE DANS LES SOLS

Actuellement, deux techniques principales sont employées pour mesurer les flux in situ entre le sol et l'air : (i) technique de la chambre à flux dynamique (Campbell et al., 2003; Carpi et Lindberg, 1998; Poissant et Casimir, 1998); (ii) méthodes micrométéorologiques ou du rapport de Bowen modifié (Lindberg et al., 1995; Poissant et al., 2000). Aucune forme, taille ou durée de renouvellement normalisée (volume d'air ou débit d'air dans la chambre) n'a été appliquée dans les chambres d'essai sur le terrain. Les volumes allaient de 1 à environ 30 L. et les durées de renouvellement, de 0,1 à environ 15 minutes. De plus, des chambres d'échange gazeux en laboratoire ont été utilisées pour produire une estimation du flux minimal et établir une caractérisation quantitative des facteurs régissant les émissions de mercure de différents substrats (Gustin et al., 1997; Gustin et al., 1999; Lindberg et al., 1979).

Dans chacune des grandes classes, on trouve différentes conceptions analytiques, hypothèses mathématiques et sources d'erreur. Aucune méthode de mesure du flux de mercure provenant des paysages terrestres n'a été avalisée par les scientifiques du milieu de la recherche sur le mercure. C'est pourquoi des chambres d'essai sur le terrain de différentes formes, tailles et matières ont été conçues et que différents paramètres d'échantillonnage sont utilisés. Les techniques de la chambre à flux continu fonctionnent toutes selon le principe décrit par (Carpi et Lindberg, 1998). Le flux émanant d'une surface peut être mesuré à l'aide de la concentration dans l'entrée d'air et de la concentration dans la sortie d'air d'une chambre fermée hermétiquement. L'équation 1 est alors utilisée :

$$F = \frac{(Ci - Co)}{As} Q \tag{1}$$

où F correspond au débit du flux (ng m⁻² h⁻¹); Co, à la concentration de mercure à l'extérieur de la chambre (ng m⁻³); Ci, à la concentration de mercure à l'intérieur de la chambre (ng m⁻³); A, à la superficie du substrat couvert par la chambre (m²); Q, au débit d'air dans la chambre (m³ h⁻¹). La répartition associée à l'analyse du mercure mesuré à l'intérieur et à l'extérieur est propre à la facon dont chaque étude est conçue. Un plus grand nombre de réplicats des mesures intérieures et extérieures permet une analyse plus pointue de l'écart et réduit la probabilité de biais découlant des interférences liées aux pièges d'or. Toutefois, d'autres mesures pour les pièges d'or permettent de réduire l'intervalle entre les mesures du flux (passant de 10 à 20 minutes à 5 à 10 minutes), ce qui accroît la résolution des processus à petite échelle temporelle (O'Driscoll et al., 2007). Comme l'équation 1 ne requiert aucune valeur estimée mathématiquement ni aucune hypothèse, on considère qu'il s'agit d'une technique quantitative directe, de sorte que c'est sa méthodologie, principalement, qui peut contenir des erreurs d'artéfact.

Par contre, dans le modèle utilisé dans le cadre de la méthode du rapport de Bowen modifié, il faut poser plusieurs hypothèses pour calculer la mesure du flux. Les méthodes micrométéorologiques sont fondées sur l'hypothèse selon laquelle il existe, dans un champ de turbulence fixe (constant dans le temps) et un champ de turbulence homogène dans l'axe horizontal, une couche atmosphérique près de la surface (d'une profondeur de 10 à 20 m) dans laquelle les flux verticaux de la conservation des quantités sont constants dans la direction verticale. Par conséquent, l'hypothèse fondamentale est la suivante : le flux de surface de la quantité en question est équivalent au flux vertical mesuré à une certaine hauteur dans la couche limite de surface (Duyzer et Fowler, 1994; Grünhage et al., 2000). Cette méthode requiert la mesure de conditions environnementales précises (comme la vitesse du vent et le mélange turbulent) pour l'obtention de données utiles, ce qui donne lieu à un biais d'échantillonnage et, par conséguent, il se peut que les données ne soient pas tout à fait représentatives du site d'échantillonnage (Gustin et al., 1999). Gustin et al. (1999) ont montré que les débits mesurés pendant le jour à l'aide de la méthode micrométéorologique du rapport de Bowen modifié étaient approximativement trois fois plus élevés que ceux mesurés dans les chambres situées aux mêmes endroits.

Plusieurs chambres à flux continu de conceptions

différentes ont été utilisées dans les recherches sur le mercure. Lindberg et al. (1999) ont mis au point une boîte rectangulaire de Teflon qui est actuellement utilisée dans le cadre des études sur les flux de mercure (O'Driscoll et al., 2003). D'autres chercheurs utilisent des conceptions sphériques ou rectangulaires semblables faites de différents matériaux de plastique (García-Sánchez et al., 2006) ou de métaux (Schroeder et al., 1989), dont certaines sont recouvertes de Teflon (Poissant et Casimir, 1998). Le matériau utilisé pour fabriquer la chambre est un facteur clé, car il a une incidence sur la transmission du rayonnement dans le substrat et la dissipation de la chaleur dans la chambre ainsi que sur le débit d'air dans la chambre (Cobos et al., 2002). Bien que les chambres à flux soient peut-être plus précises en ce qui a trait aux petites surfaces contrôlées, elles ne représentent pas nécessairement les conditions hétérogènes des champs de facon aussi précise que les méthodes micrométéorologiques (p. ex. méthodes aérodynamiques, méthodes du gradient, méthodes d'accumulation des tourbillons et méthode du rapport de Bowen modifié). Les techniques micrométéorologiques fournissent un moyen de calculer un flux de gaz continu à l'aide de la mesure des changements de température et des concentrations de différents gaz sur une courte période, sans trop de perturbation de la surface à l'étude. Il convient d'interpréter avec grande prudence la comparaison des flux de mercure tiréfs de différentes études. Par exemple, les résultats de l'une des quelques études ayant utilisé simultanément deux chambres à flux dynamiques situées à une très courte distance l'une de l'autre indiquent une importante variation (coefficient de variation maximal = 250 %) des flux de mercure mesurés en double (Magarelli et Fostier, 2005).

Les mesures du Hg⁰ *in situ* sont un processus long, onéreux et soumis à de nombreuses variables environnementales. Des chercheurs ont effectué des études de comparaison corrélative sur les émissions de mercure dans le sol fondées sur différentes méthodologies et procédures d'exploitation (p. ex. méthodes micrométéorologiques et chambres à flux dynamiques) dans des conditions naturelles et ont obtenu des résultats mitigés (Carpi et Lindberg, 1998; Kim et Lindberg, 1995; Poissant et Casimir, 1998). Actuellement, il n'existe aucune méthodologie

normalisée pour la mesure des émissions du Hg^o du sol sur le terrain, ce qui rend difficile la comparaison des émissions du mercure dans le sol mesurées au moyen de diverses méthodes. Dans les écosystèmes terrestres naturels, on estime que le comportement du Hg^o à l'interface sol-atmosphère dépend des propriétés fondamentales du sol (teneur totale en mercure, pH, conductibilité électrique, carbone organique et texture du sol), des processus biologiques et des paramètres météorologiques (p. ex. température, humidité, rayonnement solaire, humidité relative, vitesse du vent et direction du vent) (Almeida et al., 2009; Bahlmann et al., 2006; Barkay et al., 1989: Baya et Van Heyst, 2010: Carpi et Lindberg. 1997; Choi et Holsen, 2009; During et al., 2009; Fritsche et al., 2006; Gu et al., 2011). La combinaison de tous ces facteurs biotiques et abiotiques est à l'origine de l'importante variabilité spatiale et temporelle des estimations des émissions de mercure. C'est pourquoi il est impératif d'étudier ces facteurs dans différents paysages sur une longue période. L'avantage de la normalisation de la méthodologie de mesures et des campagnes de mesures des flux de surface à plus long terme serait une meilleure compréhension des mécanismes biogéochimiques qui régissent les processus d'échange air-surface du mercure, ce qui permettrait d'améliorer notre capacité d'estimer les émissions naturelles au Canada.

3A.3 ÉCARTS ENTRE LES VALEURS DES ÉMISSIONS DE MERCURE DANS LE SOL (HG⁰)

On considère que la volatilisation du mercure de la Terre est un processus important à l'échelle mondiale. Toutefois, les émissions varient grandement, soit de 500 à 3 200 tonnes par année pour les émissions du sol, de 770 à 2 300 tonnes par année pour les océans, de 20 à 447 tonnes par année pour les volcans, de 850 à 2 000 tonnes par année pour la végétation et de 100 tonnes par année approximativement pour les incendies (Ebinghaus, 1999; Fitzgerald, 1995; Lindberg *et al.*, 1998; Nriagu, 1989; Pacyna *et al.*, 2001). Selon des estimations prudentes des émissions mondiales de mercure dans l'atmosphère, il y aurait, au total, une volatilisation

de l'ordre de 700 tonnes par année à partir du sol et de 500 tonnes par année provenant de la ceinture mercurifère qui comprend des limites le long de plaques tectoniques ainsi que de zones de flux de chaleur importants de la croûte terrestre, de la minéralisation de métaux communs et précieux, de roches sédimentaires riches en matière organique et d'activités volcaniques récentes (Lindqvist *et al.*, 1991).

Le sol est considéré comme enrichi en mercure lorsque les concentrations sont supérieures à 0,1 µg de mercure par gramme (Connor et Schaklette, 1975). Selon Carpi et Lindberg, (1998), les sols à faible teneur en mercure représenteraient des émissions de 1 000 tonnes par année de Hg⁰ dans l'atmosphère et les émissions totales de Hg⁰ de sources terrestres pourraient être égales ou supérieures à celles des milieux marins. Mason et Sheu (2002) ont estimé que les émissions mondiales du mercure de sources naturelles et de dépôts anthropiques provenant des écosystèmes terrestres équivaudraient à plus de 1 600 tonnes par année et que leur ampleur serait comparable aux émissions anthropiques annuelles (2 200 tonnes par année). Bien que le mercure présent dans l'atmosphère provienne surtout des émissions anthropiques, les réservoirs les plus importants de la substance se trouvent dans les sols terrestres. les sédiments et l'eau sous la surface des océans (Mason, 2009; Selin et al., 2007; Sunderland et al., 2009). Des inventaires des émissions anthropiques mondiales de mercure des principales sources, telles que la combustion de combustibles fossiles, l'incinération des déchets et la fonte de métaux, ont été élaborés (Pacyna et al., 2010); toutefois, on ne dispose actuellement que d'estimations d'ordre de grandeur des émissions de mercure provenant des sols naturels, de la végétation et des plans d'eau (Schroeder et al., 1989). On remarque donc des différences considérables quant aux valeurs publiées qui estiment la contribution du mercure dans l'atmosphère à partir des surfaces de sols naturels, ce qui donne lieu à un degré élevé d'incertitude concernant les émissions de mercure dans les sols terrestres.

3A.4 VARIABLES AYANT UNE INCIDENCE SUR LES ÉMISSIONS DE MERCURE DANS LES SOLS

Une autre incertitude entourant la recherche sur le mercure dans les sols concerne les mécanismes biotiques et abiotiques contribuant à la formation du Hqº et à l'émission de la substance des sols naturels. Les caractéristiques physiques et chimiques du sol (p. ex. texture, matière organique, concentration du mercure dans le substrat, pH et conductivité électrique) ainsi que les paramètres environnementaux (p. ex. température de l'air ambiant et du sol, rayonnement solaire, rayons ultraviolets A et ultraviolets B, teneur en eau du sol, vitesse et direction du vent) sont considérés comme des variables importantes ayant une incidence sur les émissions de Hg⁰ à partir du sol (Bahlmann et Ebinghaus, 2003; Bahlmann et al., 2006; Barkay et al., 1989; Baya et Van Heyst, 2010; Choi et Holsen, 2009; Engle et al., 2001; Ericksen et al., 2006; Feng et al., 2005). L'examen des études récentes sur les principales caractéristiques du sol ayant une incidence sur les flux de mercure est présenté ci-après.

3a.4.1 Humidité du sol

Pour estimer les émissions de mercure à partir du sol, il faut comprendre les processus régissant les émissions et leur potentiel de déclenchement relatif. De nombreuses études ont été effectuées pour mesurer les taux d'émission du Ha^o et de dépôt au sol en fonction de différents paramètres environnementaux, tels que la température du sol et de l'air, l'humidité relative et le rayonnement solaire. Une augmentation de la teneur en eau du sol peut favoriser la réduction aqueuse du Hq2+ en Hq0, suivie d'une volatilisation de la substance dans l'atmosphère (Gillis et Miller, 2000; Johnson et Lindberg, 1995; Song et Van Heyst, 2005). Des études réalisées dans le passé ont montré que l'ajout de petites quantités d'eau (cas semblable à ce qui se produirait pendant une tempête de pluie de force moyenne) pouvait augmenter les émissions de mercure dans le sol de facon considérable (Gustin et Stamenkovic, 2005). Des études détaillées portant sur les effets des événements de précipitation sur les flux de mercure

dans le sol indiquent que les flux de mercure peuvent dépendre du bassin de mercure pouvant être rejeté dans le sol (Lindberg et al., 1999; Song et Van Heyst, 2005; Wallschlager et al., 2000). Un effet semblable sur le flux lié à l'humidité a été observé dans le cas de substances chimiques organiques, comme les pesticides. Bardsley et Walker (1968) ont observé un reiet immédiat du pesticide trichlorobenzène lorsque le sol était mouillé et ont proposé que l'ajout d'eau facilitait la désorption du trichlorobenziène des sites de liaison du sol. Gillis et Miller (2000) ont indiqué que les flux de mercure d'un sol limoneux-sableux passaient de -0,4 ng m⁻² h⁻¹ à 0,15 ng m⁻² h⁻¹ lorsque la teneur en eau du sol augmentait, qu'ils atteignaient un sommet lorsque les deux tiers de l'espace interstitiel était rempli d'eau, puis diminuaient légèrement jusqu'à saturation. Lindberg et al., (1999) ont proposé trois mécanismes qui pourraient être associés à l'augmentation des rejets de mercure observés pendant un événement de précipitation sur un sol désertique sec : (i) déplacement physique du gaz du sol enrichi en Hg^o par l'eau qui remplit graduellement l'espace interstitiel du sol; (ii) remplacement du Hg⁰ adsorbé dans le sol par les molécules d'eau; (iii) désorption du Hq2+ lié au sol et réduction subséquente en Hg^o en raison de facteurs biotiques et abiotiques.

L'augmentation du flux de mercure laisse supposer qu'elle pourrait être liée aux interactions chimiques et physiques du sol. La forme des courbes de réponse des flux en fonction du temps laisse croire que la réponse initiale à l'humidité pourrait correspondre à un comportement de premier ordre, bien qu'aucun processus précis n'ait été reconnu relativement à l'effet découlant de l'augmentation de l'humidité du sol. Song et Van Heyst (2005) ont éliminé la possibilité de réactions biologiques comme processus principal à l'origine de l'augmentation des émissions de Hg^o à partir du sol à la suite d'un événement de précipitation, car le processus d'émission du mercure est rapide et les processus biologiques nécessitent, en général, un certain temps afin que les communautés microbiennes s'établissent, se reproduisent et influent sur la volatilisation. Des études plus approfondies sont nécessaires pour déterminer les mécanismes par lesquels l'humidité du sol influe sur les émissions du mercure. Plus particulièrement, il faut réaliser des analyses contrôlées des études de manipulation de

l'humidité du sol et de l'effet des espaces interstitiels du sol remplis d'eau sur les émissions du mercure afin de clarifier le rôle des précipitations relativement à l'augmentation des flux de mercure dans les sols.

3a.4.2 Température du sol et rayonnement

De nombreuses études ont fait état d'une forte corrélation entre la température et les taux d'émission du mercure pour les sols enrichis sur le plan géologique, contaminés et de référence (Carpi et Lindberg, 1998; Choi et Holsen, 2009; Engle et Gustin, 2002; Poissant et al., 1999; Poissant et al., 2004). Les chercheurs ont constaté que les taux d'émission de mercure dans le sol les plus élevées étaient mesurés pendant l'été et l'après-midi, et que les taux les plus faibles étaient mesurés pendant l'hiver et la nuit. Gustin et al. (2004) et Bava et Van Heyst (2010) ont émis l'hypothèse selon laquelle ces tendances seraient le résultat des cycles de température. Toutefois, elles pourraient également être causées par les cycles de rayonnement ou les effets de facteurs biologiques. En outre, Gustin et al. (2006) et Carpi et Lindberg (1998) ont également avancé que le rayonnement solaire avait un effet direct sur les flux entre le sol et l'air; cependant, ces mesures se sont complexifiées en raison de corrélations avec la chaleur du sol dans le champ causée par le rayonnement ultraviolet (UV), dont les longueurs d'onde de rayonnement ultraviolet A (320 à 400 nm), de ravonnement ultraviolet B (280 à 320 nm) et de rayonnement ultraviolet C (100 à 280 nm). Le rayonnement solaire de moins de 300 nm n'est pas puissant à la surface de la Terre en raison de son absorption par la haute et la moyenne atmosphère (Woods, 2008).

Le rayonnement solaire devrait entraîner une augmentation du flux de mercure dans le sol, car il est fortement lié à la hausse de la température du sol (Scholtz *et al.*, 2003), qui est un facteur connu de l'augmentation du flux de mercure dans le sol (Choi et Holsen, 2009). Ce flux de mercure provoqué par le rayonnement peut s'expliquer en partie par les mécanismes de réduction photochimique, mais le mécanisme exact de la volatilisation du mercure photo-induit n'est pas connu. De nombreux auteurs ont formulé l'hypothèse selon laquelle il existerait un mécanisme provoqué par le rayonnement distinct

de la température du sol qui favoriserait la réduction photochimique du Hg²⁺ et le rejet subséquent dans l'atmosphère du Hg⁰ nouvellement formé (Bahlmann *et al.*, 2006; Carpi et Lindberg, 1997; Gustin *et al.*, 2002). Cette réduction du Hg²⁺ provoquée par le rayonnement a déjà été observée en laboratoire dans des solutions aqueuses soumises à un rayonnement simulé (Liu *et al.*, 2000; O'Driscoll *et al.*, 2007; O'Driscoll *et al.*, 2005; Siciliano *et al.*, 2002a). L'effet du rayonnement solaire sur la volatilisation du mercure à partir du sol a fait l'objet d'études récentes, mais les mécanismes précis n'ont pas encore été définis et leur importance n'a pas encore été quantifiée.

L'exposition au rayonnement ultraviolet A aurait un effet très limité sur le flux de mercure dans le sol, semblable à celui observé dans la noirceur (Choi et Holsen, 2009; Xin et Gustin, 2007). Choi et Holsen (2009) ont noté que le rayonnement ultraviolet A émis par un tube ultraviolet de 4 W (365 nm) n'avait pas eu d'effet significatif (p < 0,001) sur le flux de mercure d'aucun échantillon de sol. Le rayonnement ultraviolet B a eu un effet beaucoup plus important sur le flux de mercure dans les sols (Bahlmann et al., 2006; Xin et Gustin, 2007). Pour expliquer les différences entre les flux de mercure dans le sol après une exposition à deux longueurs d'onde de rayonnement différentes. Xin et Gustin (2007) ont proposé que l'exposition aux rayonnements ultraviolets A favorisait le rejet du Hg^o qui était adsorbé aux particules du sol, alors que les rayonnements ultraviolets B transformaient directement le Hg²⁺ en Hg⁰ dans le sol. Le fait que le rayonnement solaire produisait un flux de mercure indépendamment de la température du sol est significatif, car cela signifie que les sols peuvent libérer du mercure, même lorsque les températures sont faibles en hiver et pendant l'été (Gustin et al.. 2002). Bahlmann et Ebinghaus, (2003) ont calculé les demi-vies du flux de mercure provoqué par le ravonnement: 20 heures pour les sols secs et 63 heures pour les sols humides. Dans des conditions environnementales naturelles, les courtes demi-vies des flux provoqués par le ravonnement solaire ne sont pas nécessairement un facteur limitatif notable, car il est fort probable que la charge de mercure se renouvelle dans le sol, soit par diffusion du Hg^o à la surface du sol soit par dépôt sec ou humide de complexes de mercure.

Schluter (2000) a avancé que la majeure partie du mercure émise par le sol provenait sans doute des couches propices à la formation de Hg⁰ gazeux volatil, où les liaisons avec la matrice du sol ne sont pas importantes, particulièrement dans les horizons de surface. Dans ces couches supérieures, le Hg⁰ peut subir une désorption par les processus de surface, tels que la hausse de température du sol. l'échange de chaleur du Hg^o adsorbé par les particules de sol avec les molécules d'eau ou les réactions rehaussées par la lumière du sol qui entraînent la réduction du Hg²⁺ par les substances humigues, élargissant ainsi le bassin de Hg⁰ gazeux pouvant être libéré (Pehkonen et Lin, 1998: Scholtz et al., 2003: Zhang et Lindberg, 1999). Gustin et al. (2006) ont étudié l'effet de la température sur les échanges de mercure entre le sol et l'air dans le cas de sols à faible teneur en mercure (< 0,1 µg de mercure par gramme de sol) au Nevada et en Oklahoma (États-Unis) dans des conditions naturelles. Ils ont observé de faibles émissions de mercure lorsque les sols étaient secs et les températures, basses. Cependant, les émissions de mercure pendant le jour étaient plus élevées comparativement à celles de la nuit, car les températures du sol étaient plus élevées pendant le jour $(0.6 \pm 0.9 \text{ ng m}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ par})$ rapport à 0.2 ± 0.5 ng m⁻² h⁻¹). De même, comme les températures ont augmenté en avril comparativement à mars, les flux de mercure dans le sol ont également augmenté, et une corrélation positive a été observée avec la température du sol. Même dans les études de mésocosme, le flux a augmenté, passant de -0,3 ng m⁻² h⁻¹ pendant l'hiver à 4,2 ng m⁻² h⁻¹ pendant l'été, suivant les hausses de température, puis a diminué entre juillet et octobre en raison de la baisse de température, ce qui prouve l'importance des variations de température saisonnières pour les émissions de mercure.

Comme le sol terrestre présentant de faibles concentrations de mercure couvre une grande partie de la planète, même les faibles flux de mercure ont une incidence importante sur les calculs d'échelle (Nater et Grigal, 1992). Dans une autre étude sur le terrain portant sur des sols (de 5 à 10 cm de profondeur) du nord-est des États-Unis, Sigler et Lee (2006) ont observé des émissions de mercure élémentaire plus élevées entre le milieu et la fin de l'été, qui ont diminué en automne, puis qui sont devenues négatives en hiver. Les chercheurs ont

proposé que le Hq⁰ lié aux couches de sol susiacentes pouvait être désorbé par une hausse de la température du sol, augmentant ainsi le bassin de Hg^o gazeux dans les espaces interstitiels du sol pouvant être libéré. Gillis et Miller (2000) ont montré que les taux d'émission de mercure d'un sol limoneux-sableux à faible teneur en mercure pouvaient s'expliquer, en grande partie, par les variations de température à la surface du sol et le gradient de concentration du mercure entre l'air du sol et l'air ambiant qui se trouve au-dessus. Ils ont établi qu'il existait une forte corrélation entre le flux de mercure et la température du sol sur une période de 24 heures ($r^2 = 0.88$) et une corrélation modérée avec la température de l'air (r² = 0,58). Poissant et Casimir, (1998) se sont penchés sur la relation qui existait entre la température et les flux de mercure à la surface du sol en considérant la température comme le processus thermique d'augmentation des émissions et ils ont utilisé l'équation d'Arrhenius (équation 2).

$$K = Ae^{-\frac{Ea}{RT}}$$
 (2)

où K est le flux de mercure (ng m⁻² h⁻¹), R, la constante des gaz (kcal K⁻¹ mol⁻¹), T, la température en degrés Kelvin, Ea, l'énergie d'activation (kcal mol-1) que le système doit absorber pour qu'une augmentation du flux du mercure et des émissions se produise et A, le facteur pré-exponentiel, qui était indépendant de la température pour de nombreuses réactions. Les chercheurs ont établi une corrélation solide $(r^2 = 0.87)$ entre la représentation graphique de la réciproque de la température absolue du sol (5 cm de profondeur) et le log naturel (In) du (flux de mercure), ce qui a donné une droite de pente E_a/R dont le point d'intersection = In(A). Le terme E_a de l'analyse de régression était de 20,5 kcal mol⁻¹, ce qui laisse supposer que la libération de Hq⁰ à la surface du sol ne dépend pas des émissions directes de la surface, mais des mécanismes de transition, car l'enthalpie de la vaporisation du mercure élémentaire (14.0 kcal mol⁻¹) est plus faible que la E_a mesurée. Ces résultats laissent entendre que la présence de molécules d'eau dans les sols, qui nécessitent une énergie d'activation considérable en raison des différentes caractéristiques de diffusion ou des étapes intermédiaires comme la réduction biotique ou abiotique du Hg²⁺ en Hg⁰, pourrait également intervenir dans le processus d'émission du mercure.

3a.4.3 Matière organique dans le sol

Le mercure a une forte affinité avec la matière organique (sous forme dissoute et sous forme solide) dans les environnements terrestres (Schuster, 1991) et aquatiques (Ravichandran, 2004) en raison des complexes avec les groupes fonctionnels contenant OH-, S2- et S des molécules organiques qui forment des liaisons stables avec le mercure. Les groupes carboxyliques et azotés sont également très abondants et ont une faible capacité de liaison avec le mercure; les groupes sulfatoréducteurs sont peu abondants, mais ont une forte capacité de liaison avec le mercure. Contrairement aux résultats mentionnés ci-dessus. O'Driscoll et al. (2006) ont mesuré. dans des échantillons de matière organique dissoute prélevés dans des lacs du Québec, une quantité plus importante de sulfates liés aux esters que les formes de soufre réduit (cystéine et méthionine). Ils ont proposé que les groupes fonctionnels d'acide carboxylique jouaient un rôle plus important dans la dynamique du mercure observée dans les échantillons des lacs en raison de sites de liaison plus réactifs et disponibles.

Il est probable que des processus, comme la chélation, l'échange ionique, la formation de complexes de sphère interne et externe, l'adsorption et la coprécipitation, se produisent entre le mercure et la matière organique du sol (Celi et al., 1997). Le type d'interaction sera déterminé en grande partie par la structure chimique de la matière organique. Ainsi, la capacité de sorption du mercure ne dépendra pas seulement de la quantité de la matière organique. mais aussi de sa qualité. Certains ligands organiques puissants sont importants, car ils peuvent former des liaisons très stables avec le mercure (p. ex. espèces sulfurées réduites) qui peuvent diminuer la disponibilité du Hg²⁺ pour les réactions de redox ou la méthylation (Dittman et al., 2010; Gu et al., 2011; O'Driscoll et al., 2005; Reddy et Aiken, 2001). Les résultats d'une étude sur la complexation du -Hg(II) avec la matière organique du sol menée par Skyllberg et al. (2006) indiquent que les composés organiques interviennent davantage dans l'adsorption du mercure à des concentrations plus élevées de mercure. Ces résultats ont été attribués à une capacité d'adsorption accrue de la matière organique par rapport aux colloïdes minéraux. Lindberg et al. (1979) ont

déterminé que la fraction associée aux composés organiques (extraite au NaHCO3) comptait 200 fois plus de mercure que la fraction d'échange cationique du sol contaminé par le mercure. D'après des preuves expérimentales indirectes, certains émettent l'hypothèse selon laquelle les groupes fonctionnels thiol contenant du soufre sur la matière organique naturelle constitueraient les principaux ligands pour la formation de liaisons avec le Hg²⁺ (Schuster, 1991). Ces données concordent avec le fait que le mercure (II) est un acide de Lewis mou, qui pourrait donc former une liaison puissante avec le thiol, qui est une base de Lewis molle (Xia et al., 1999). Skyllberg et al. (2006) ont réalisé une étude portant sur les sols à haute teneur en matière organique, mais à faible teneur totale en mercure, et ils ont constaté que le mercure formait des complexes avec deux groupes sulfatés organiques réduits (thiols) et. en movenne. 20 % du soufre organique réduit constituait des sites à haute affinité pour la complexation du mercure. Ces groupes sulfatés à haute affinité étaient les thiols, les sulfures, les disulfures, les polysulfures et les tiophènes. Smith et al. (2002) ont compilé des données tirées de publications scientifiques et ont indiqué que la tendance de formation des complexes de ligands organiques et de mercure diminuait dans l'ordre suivant : thiol > acide aminé > acide carboxylique à un pH de 7. Xia et al., (1999) ont observé que la présence d'atomes de soufre dans les première et deuxième couches de coordination du mercure dans l'acide humique était une indication solide que non seulement les groupes fonctionnels thiol (R-SH) mais aussi les groupes fonctionnels disulfure et disulfate (R-SS-R, R-SSH) dans l'acide humique jouent un rôle important dans la complexation du Hg²⁺. Les chercheurs ont conclu que le Hg²⁺ préfère les groupes fonctionnels contenant du soufre réduit aux autres groupes fonctionnels (carboxylique, phénolique, etc.) dans l'acide humique. Selon la recherche effectuée à ce jour, on ne sait pas avec certitude s'il existe une relation entre les groupes fonctionnels organiques et le cycle du mercure dans les sols terrestres, et il existe toujours des lacunes dans les ouvrages scientifiques quant à la caractérisation des groupes fonctionnels organiques qui se lient au mercure et à leur lien à l'égard de la spéciation du mercure et de la dynamique d'oxydation-réduction dans les sols.

3a.4.4 Facteurs microbiologiques

Tel qu'il a été décrit précédemment, il existe une corrélation entre les flux de mercure dans le sol mesurés sur le terrain à des sites précis et la température du sol, l'humidité et le rayonnement solaire. Le taux d'émission du Hg^o dans l'atmosphère est fonction de la taille du bassin de Hg⁰ dans les sols, du taux de l'apport de Hg⁰ par le substrat rocheux sous-jacent ainsi que des caractéristiques du sol, comme la teneur en mercure, la porosité, l'humidité du sol, la température du sol et le pH (Gabriel et Williamson, 2004; Siciliano et al., 2002a; Zhang et Lindberg, 1999). On estime que les facteurs responsables de la réduction du Hg²⁺ en Hg⁰ sont principalement de nature abiotique, comme la photoréduction (Bahlmann et Ebinghaus, 2003; Carpi et Lindberg, 1997; Gustin et al., 2004), la réduction en présence de substances humiques et fulviques (Ravichandran, 2004; Schluter, 2000) ou le Fe2+ réactif adsorbé aux surfaces minérales, qui agit comme un réducteur (Charlet et al., 2002). Outre les facteurs abiotiques, nombreuses sont les bactéries qui peuvent détoxifier les composés de mercure organique et inorganique par la réduction du Hg2+ en Hg^o, qui s'échappe par la suite sous forme de vapeur (Bahlmann et Ebinghaus, 2003; Summers et Silver, 1978). Schluter (2000) ont conclu que des concentrations élevées de mercure biodisponible semblent nécessaires pour qu'une réduction du mercure biotique puisse se produire. Bien qu'il existe d'autres études sur les facteurs abiotiques, on ne connaît toujours pas l'importance relative des facteurs biotiques.

La réduction du Hg²⁺ en Hg⁰ volatil est un processus qui peut limiter la concentration de mercure dans le substrat à l'égard de la réaction de méthylation (Fitzgerald et Lamborg, 2003; Zhang *et al.*, 2001) et se produit par l'action d'un enzyme bactérien, la réductase mercurique (merA). Comme les processus photochimiques, l'enzyme bactérien réductase mercurique (merA) a des effets sur la mobilité et la biodisponibilité du mercure en raison de la conversion du mercure inorganique hydrosoluble et du méthylmercure en Hg⁰. Il s'agit d'un processus de détoxication, mis en évidence par la reprise de la croissance microbienne après le retrait du Hg⁰ sous forme gazeuse (Barkay *et al.*, 2003). Poulain *et al.*

(2007) ont décelé des produits de la transcription et des gènes de merA dans la biomasse microbienne du Haut-Arctique qui contenait des microbes vivant dans des environnements polaires. Cette étude laisse croire que des organismes résistants au mercure étaient présents et actifs dans les environnements côtiers de l'Arctique où des transformations de redox importantes du mercure ont lieu et où le méthylmercure s'accumule dans la chaîne alimentaire aquatique. En outre, selon certaines modélisations, la merA procarvote iouerait un rôle important dans la production du Hg^o dans le Haut-Arctique. Rolfhus et Fitzgerald (2004) ont avancé que la réduction microbienne pouvait représenter une composante essentielle du cycle de redox du mercure dans les systèmes marins côtiers de régions tempérées (jusqu'à 20 % du bassin de Hg⁰).

Selon Fritsche et al., (2008), les flux de Hg⁰ sont passés d'émissions de 4 et 0,5 ng m⁻² h⁻¹ à des flux de dépôts (ou flux négatifs) de 1,2 et 0,5 ng $m^{-2} h^{-1}$ (p < 0.001) à la suite de la stérilisation des échantillons de sol en autoclave. La chute de l'activité microbienne découlant de la stérilisation en autoclave pourrait avoir entraîné la cessation directe des émissions de mercure dans les sols. Toutefois, après l'inoculation des échantillons de sol stérilisés par quelques grammes de sol non traité, les chercheurs ont observé une hausse significative des émissions de Hg^o, passant de valeurs légèrement négatives à 30 ng m⁻² h⁻¹, indiquant une intensification de l'activité microbienne suivant le processus d'inoculation. Ils ont également noté une réduction significative des flux de Hg⁰ du sol dans les échantillons après une fumigation au chloroforme (passant de 5-10 ng m⁻² h⁻¹ à 2-3 ng m⁻² h⁻¹). Il se peut que les microorganismes soient à l'origine de la réduction du Hg2+ soit directement pour détoxifier leur environnement immédiat, soit indirectement en décomposant la matière organique, qui a une forte capacité de liaison avec le Hg2+, ou en transformant le substrat en composés qui peuvent réduire le Hg²⁺ (p. ex. acides humiques ou fulvigues) (Fritsche et al., 2008; Obrist et al., 2010). Dans une autre étude, Choi et Holsen (2009) ont irradié des sols de forêt de feuillus au moyen de rayons gamma (3,4 mégarads) à un taux de 1,14 mégarads par heure afin d'éliminer l'activité biologique. Ils ont alors observé que les flux d'émission de mercure dans les sols de forêt de feuillus étaient supérieurs à ceux des sols

de forêt de feuillus stérilisés. Les différences entre les valeurs des émissions des sols stérilisés et non stérilisés étaient assez constantes, ce qui laisse croire que les processus biotiques ont un effet relativement constant sur l'augmentation et la diminution des flux d'émission du mercure. La réduction biotique contribue de facon significative au flux de mercure de l'eau naturelle ainsi que des sols (Barkay et al., 2003; Schluter, 2000). Il a été établi que diverses souches de bactérie intervenaient dans la réduction du mercure biodisponible par l'enzyme réductase du mercure, qui est codé par le gène de la merA, et plusieurs études ont montré que des bactéries hétérotrophes causaient la réduction du mercure (Mason et al., 1995; Rolfhus et Fitzgerald, 2004; Siciliano et al., 2002a). L'une des lacunes dans ce domaine de recherche concerne les mécanismes biotiques régissant la formation de mercure volatil et le rejet dans les sols naturels de référence. À ce jour, le rôle des microbes résistants au mercure, tels que Escherichia coli et Saccharomyces cerevisae, dans le cycle de redox du mercure dans des sols naturels, non contaminés de référence n'a pas fait l'objet d'études. Le rôle de la température du sol et des processus biotiques visant exclusivement l'échange de mercure dans les sols terrestres de référence n'est pas bien défini, et aucune mesure contrôlée de ce genre n'a été effectuée dans le passé, principalement en raison de l'absence d'une méthodologie expérimentale faisant consensus.

3A.5 FLUX DE MERCURE PROVENANT DES SOLS CANADIENS

Comme différents types de forêts occupent la majeure partie du Canada, les flux de mercure provenant des sols forestiers couverts de litière sont très variables. S'il est vrai que des données sur l'échange surface-air de mercure commencent à être publiées dans certains pays (Suède et États-Unis), il n'en demeure pas moins que le Canada doit se doter d'un ensemble de données pour ses environnements et climats distincts. La superficie totale du Canada est de 997 millions d'hectares, dont environ 44 % est couverte de forêts, 30,9 %, de toundra et de rocher de surface, 8,2 %, de zones humides, 7,9 %, d'eau douce, 6,7 %, de prairies

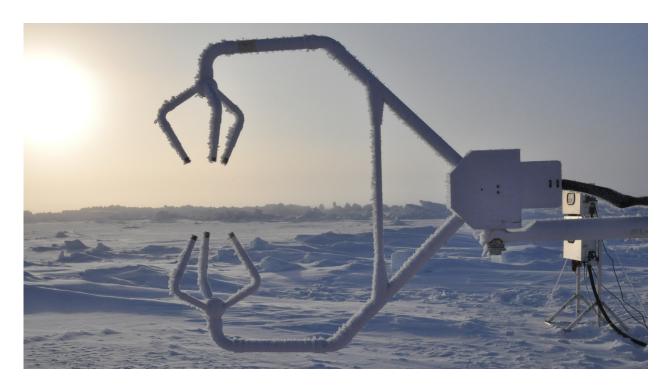
et de terres cultivables, 2,3 % de glaciers, et une grande partie de cette superficie est gelée au moins la moitié de l'année (http://www.pfc.cfs.nrcan.gc.ca). Compte tenu du peu de données fiables qui existent sur les flux de mercure provenant de milieux naturels et de la complexité du cycle du mercure, il convient de procéder à des activités multidisciplinaires intensives visant à mieux quantifier les flux de mercure afin que nous puissions comprendre les processus à l'origine de l'échange de mercure entre l'atmosphère et les surfaces diversifiées sur les plans biologique, physique et chimique du Canada.

Le mercure peut s'accumuler dans les sols, puis être libéré dans l'air ou dans l'eau, selon les conditions géochimiques et biologiques. Dans le cadre de leur étude menée au parc national du Canada Kejimkujik (Nouvelle-Écosse), Boudala et al. (2000) ont mesuré des flux de mercure sur la surface du sol allant de -0,3 à 2,3 ng m⁻² h⁻¹. Les flux moyens de mercure dans les sols forestiers variaient entre 0.4 et 2.2 ng m⁻² h⁻¹, et ceux des champs agricoles, entre 1,1 et 2,9 ng m⁻² h⁻¹. En Nouvelle-Écosse, dans un champ dégagé exposé plein soleil. Beauchamp et al. (2002) ont observé un flux de mercure moyen quotidien de 0,9 ng m⁻² h⁻¹ sur un sol de till intact, ce qui était faible par rapport au flux de mercure élevé de 8,0 ng m⁻² h⁻¹ du même sol mélangé sur une profondeur de deux mètres. L'ampleur de ces flux est comparable à celle observée par des chercheurs ayant effectué des études sur d'autres sols en Amérique du Nord. En Nouvelle-Écosse, les flux des sols forestiers variaient entre 0,4 et 2,2 ng m⁻² h⁻¹ (moyenne de 1,1 ng m⁻² h⁻¹). Ces flux sont semblables à ceux mesurés par d'autres chercheurs pour des sols forestiers de la Suède et du Michigan (États-Unis) (Lindberg et al., 1998; Xiao et al., 1991; Zhang et al., 2001), mais plus faibles que ceux signalés par d'autres (Carpi et Lindberg, 1998; Ferrara et al., 1998; Kim et al., 1995). Dans le cas de la Nouvelle-Écosse, la température du sol était plus basse lorsque les mesures des flux de mercure ont été effectuées par rapport à cette dernière étude, et elles ont été effectuées sous un couvert fermé. Carpi et Lindberg (1998) ont observé des variations des flux du sol de la forêt, les flux les plus importants ayant été mesurés en avril sous un couvert ouvert (7,0 ng m⁻² h-1) et les moins importants avant été mesurés en juin sous un couvert fermé (2,0 ng m⁻² h⁻¹), même à des températures de l'air comparables. Les chercheurs

ont expliqué ces variations par les changements des régimes de rayonnement à la surface du sol de la forêt suivant la densification du couvert.

Schroeder et al. (2005) ont mesuré les flux de mercure à deux sites agricoles en Ontario et à un site de pâturage au Québec. Les flux moyens relevés dans les champs de pâturage et les champs en jachère de l'Ontario et du Québec étaient similaires (1,1 à 3,0 ng m⁻² h⁻¹), mais plus faibles que ceux signalés par Carpi et Lindberg (1998) (12,5 ng m⁻² h⁻¹) et Zhang et al., (2001) (7,6 ng m⁻² h⁻¹) aux sites Nelson et Barnfields, au Tennessee (États-Unis). Comme les concentrations de mercure dans le substrat des sites Nelson (0,06 µg g⁻¹) et Barnfields (0,11 µg g⁻¹) ainsi que des champs de l'Ontario étaient similaires (0,01 à 0,05 µg g⁻¹), les flux plus élevés peuvent s'expliquer, du moins en partie, par les températures plus élevées (entre 20 et 36 °C) enregistrées aux États-Unis (Carpi et Lindberg, 1998). Les flux de mercure provenant des substrats sablonneux d'un site isolé du Nord et d'un site rural au Québec étaient, en moyenne, de 0,44 et de 5,9 ng m⁻² h⁻¹, respectivement. Les deux sites ont fait l'obiet d'une surveillance au mois d'août. mais la concentration de mercure dans le substrat au site isolé n'a pas été mesurée. On ne sait donc pas si ces différences sont attribuables aux différences de concentrations de mercure dans le substrat ou à d'autres facteurs. Par contre, les flux de mercure moyens du substrat rocheux non minéralisé (granite/ till) à divers endroits au Québec et en Nouvelle-Écosse variaient entre 0,03 et 1,7 ng m⁻² h⁻¹, ce qui donne à penser que le substrat rocheux à ces endroits ne libère pas de mercure volatil de facon significative (concentration dans le substrat allant de 0,005 à 0,250 µg g⁻¹). Ces flux sont légèrement plus faibles que la plage notée pour des unités géologiques non perturbées ou non altérées présentant des concentrations de substrat similaires au Nevada (Engle et Gustin, 2002; Nacht et Gustin, 2004; Zehner et Gustin, 2002).

Au Canada, les flux de zones mercurifères naturelles étaient beaucoup plus importants que ceux des sites de référence, qui sont les plus représentatifs de la masse terrestre du Canada. Pour tous les sites enrichis en mercure du Canada, les flux variaient entre 91,8 et 1 760 ng m⁻² h⁻¹ dans le cas des substrats présentant des concentrations élevées de mercure



(de 124,6 ppm [cinabre en Colombie-Britannique] à 179,5 ppm [sol minéralisé en Ontario]). Les flux des unités de shale mercurifères exposées au Yukon (bassin de Selwyn Basin) et en Ontario (formation de Rove) étaient de 9,1 à 213,5 ng m⁻² h⁻¹ pour des concentrations de mercure dans le substrat de 0.358 à 1.6 µg g⁻¹. Ces observations concordent avec les flux de mercure du shale mesurés au Nevada (25,7 à 31,9 ng m⁻² h⁻¹ pour des concentrations dans le substrat allant de 0,05 à 0,76 μ g g⁻¹, Nacht et Gustin (2004)). Les flux de mercure moyens d'un sol riche en cinabre au centre de la Colombie-Britannique (zone de la faille Pinchi) étaient de 91,8 ng m^{-2} h^{-1} (substrat =180 μ g q⁻¹). Ces flux sont comparés aux valeurs signalées par Gustin et al. (2002) pour le minerai concassé (2 583 à 5 066 ng m⁻² h⁻¹ pour des concentrations de mercure dans le substrat de 2 67 µg g⁻¹). La différence peut s'expliquer par la plus grande superficie de la roche concassée dans l'étude de Gustin et al. (2002) comparativement au substrat rocheux solide *in situ* avant fait l'obiet d'une surveillance dans le cadre de l'étude menée en Colombie-Britannique, ainsi que par les températures plus basses et la lumière du soleil réduite au site canadien.

L'ajout de mercure dans les terres agricoles par l'épandage de biosolides augmente peut-être la quantité de mercure disponible pour la volatilisation

dans l'atmosphère. Cobbett et Van Heyst (2007) ont adopté une approche micrométéorologique pour étudier les flux de mercure gazeux provenant de champs agricoles modifiés par des biosolides dans le sud de l'Ontario (Canada) sur une période de cinq semaines. Le flux moyen de mercure élémentaire gazeux était faible, soit de 0.1 ± 70.2 ng m⁻² h⁻¹; cependant, les concentrations de mercure mesurées dans le cadre de l'étude variaient selon les différentes pratiques agricoles. À l'échelle locale, les effets de la récolte des champs de mais produisaient des concentrations de mercure élémentaire gazeux plus élevées dans le champ étudié. L'épandage de biosolides sur un champ adjacent a entraîné une augmentation des concentrations de mercure réactif gazeux. Dans une autre étude sur des sols naturels de référence menée dans le sud-ouest du Canada, Bash *et al.* (2004) ont utilisé un modèle pour calculer les émissions de sol, qui allaient de près de 0 à 2,3 ng m⁻² h⁻¹, les taux les plus élevés étant associés aux sites agricoles à température plus élevée. Dans les régions agricoles, il a été estimé que les émissions du sol représentaient jusqu'à 75 % des émissions terrestres totales de la partie sud du pays et jusqu'à 65 % de celles de la partie nord (Bash et al., 2004). Dans les forêts, les taux d'émissions des sols étaient plus faibles que ceux des terres agricoles en raison de l'effet isolant des couverts forestiers sur le sol de

la forêt. La suppression du couvert végétal des sols à la suite de pratiques agricoles intensives, comme le labourage, a des répercussions importantes sur les environnements terrestres et aquatiques. Les pratiques de monoculture et le remaniement excessif du sol affaiblissent les agrégats du sol, qui deviennent vulnérables à l'eau et à l'érosion éolienne. À l'échelle mondiale, jusqu'à 106 hectares de terres arables disparaissent chaque année à cause de l'érosion (Pickhardt et Fisher, 2007). Lorsque le mercure pénètre dans le sol par dépôt sec ou humide, il se lie à la matière organique terrestre (Lucotte et al., 1995). Ces complexes de mercure et de matière organique terrestre peuvent ensuite être transportés des bassins versants vers les lacs dans le ruissellement de surface ou par l'érosion des horizons du sol (Louchouarn et al., 1999; Mierle et Ingram, 1991; Wiener et al., 2006). Dans une étude réalisée au Québec, Caron et al. (2008) ont modélisé le mercure dans les couches superficielles du sol et dans les couches profondes du sol aux fins de comparaison (rapports S:V). Les rapports étaient significativement plus élevés (p < 0,05) dans les sols agraires (champs de maïs) que dans les sols forestiers. Dans le cas des sols agraires, les rapports S:V variaient entre 0,38 et 1,13, et dans le cas des sols forestiers, entre 0,19 et 0.40. Les horizons de surface remaniés présentaient des rapports S:V plus élevés que des horizons plus profonds. Les chercheurs ont montré qu'une grande partie du mercure associé à la matière particulaire en suspension se trouvant dans les affluents du lac St-Pierre adjacent était associée à la matière organique et transportée vers des environnements aquatiques après l'érosion des sols agraires.

Peu de mesures du flux de mercure des surfaces enneigées ont été effectuées, de sorte que la dynamique de l'échange air-neige du mercure n'est pas bien définie. Plus précisément, on dispose de très peu de résultats concernant les flux de mercure *in situ* de milieux géologiques enneigés riches en mercure. Comme une partie importante du Canada est recouverte de neige sur de longues périodes, il est essentiel de comprendre quels sont les effets de la présence de neige sur le flux de mercure des surfaces naturelles. Des flux de mercure d'environ 0,09 ± 0,03 ng m⁻² h⁻¹ ont été mesurés sur le sol de référence couvert d'une fraîche couche de neige d'Elora (Ontario) (Schroeder *et al.*, 2005). Les flux

de mercure d'une surface enneigée étaient très semblables à ceux du sud du Québec (0.07 ng m⁻² h⁻¹) (Poissant et al., 2004). Il n'existe aucune estimation de la libération du Hg⁰ des sols de l'Arctique canadien, mais on a accès à un nombre limité de données sur les substrats couverts de mousse et le substrat rocheux de deux sites : 1) col Macmillan au Yukon, où le shale est naturellement riche en mercure: 2) Kuujjuarapik au Québec, où les concentrations de fond du mercure géologique sont connues (Schroeder et al., 2005). Les émissions de Hg^o provenant du shale mercurifère couvert de mousse au Yukon (moyenne: 1,5 ng m-2 h-1, plage: -0,60 à 10,63 ng m⁻² h⁻¹) étaient nettement plus élevées que celles du substrat couvert de mousse près de Kuujjuarapik (movenne : $0.08 \text{ ng m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, plage : $-0.58 \text{ à } 1.3 \text{ ng m}^{-2}$ h-1). Les émissions de mercure élémentaire gazeux provenant du shale mercurifère exposé étaient encore plus élevées (9,1 à 213,5 ng m⁻² h⁻¹). Les substrats sablonneux exposés de Kuujjuarapik libéraient, en moyenne, 0,44 ng m⁻² h⁻¹ de Hg⁰. Selon des mesures prises à différents endroits au Canada (la plupart au sud du 60^e parallèle), il existe une corrélation positive entre le flux de mercure gazeux dans l'atmosphère et la concentration de mercure total dans le substrat minéral (Schroeder et al., 2005).

Nacht et Gustin (2004) ont constaté que, lorsqu'ils tenaient compte seulement des substrats de référence, il n'y avait pas de relation significative entre la teneur en mercure dans le sol et le flux de mercure, et les pentes de la relation étaient plus faibles, voire négatives, par rapport à celles obtenues pour les sols riches en mercure. De plus, le pourcentage de l'aire continentale du Canada présentant des concentrations élevées de mercure est très faible, comparativement à l'étendue de l'aire continentale représentée par des substrats à faibles émissions (concentrations de fond inférieures à 100 ng de mercure par gramme de sol). Il serait donc inapproprié d'extrapoler un flux de mercure pour l'ensemble du Canada à partir des relations substrat-flux observées dans les zones mercurifères. Le manque de données décrivant les variations des concentrations de mercure (et. plus important, la spéciation du mercure) dans la couche superficielle du sol constitue un autre obstacle. Actuellement, on en sait peu sur le rôle des plantes et des zones humides au Canada dans l'échange air-surface du mercure. Un schéma dynamique pour

étudier les effets de la teneur en eau, de la végétation et des saisons à des échelles plus vastes s'avère nécessaire. climatiques, et ce, afin que nous puissions disposer d'estimations plus précises des émissions de mercure.

3A.6 CONCLUSIONS

Les émissions de mercure dans l'atmosphère provenant des sols naturels constituent une partie importante du cycle global du mercure. Les études réalisées au cours de la dernière décennie montrent que les émissions de mercure dans les sols peuvent contribuer de façon substantielle à la charge atmosphérique mondiale (de 700 à 1 000 tonnes par année). Toutefois, on ne comprend pas encore bien l'ampleur des flux de mercure provenant des surfaces terrestres en raison du manque de données fiables et précises ainsi que de l'absence de méthodes de laboratoire et sur le terrain normalisées. Le mercure dans le sol est divisé en trois bassins selon son association à la matrice du sol, soit : (i) mercure minéral (contenu dans la fraction minérale du sol); (ii) mercure lié aux complexes de carbone organique; (iii) mercure adsorbé à la surface des particules du sol. Lorsqu'on évalue les émissions de mercure, il faut prendre en compte les caractéristiques physiques et chimiques ainsi que les paramètres environnementaux à l'intérieur et autour du sol. Ces facteurs sont notamment l'humidité du sol, la température, le rayonnement, la teneur en matières organiques et l'activité microbiologique. Les principales techniques employées pour mesurer les émissions de mercure à partir des sols sont la technique de la chambre à flux dynamique et les méthodes micrométéorologiques ou du rapport de Bowen modifié. Au Canada, en ce qui concerne le mercure, il est important d'évaluer l'efficacité des modèles actuels et d'améliorer les inventaires des estimations des émissions à l'échelle régionale et mondiale en raison de l'extrême variabilité temporelle et spatiale des flux de mercure dans les sols selon les différentes pratiques de l'utilisation des terres. Les activités de recherche futures sur le mercure dans le sol devraient mettre l'accent sur la clarification des paramètres d'entrée (p. ex. température du sol, teneur en eau, rayonnement et microbes) pour les modèles globaux actuels au moyen de techniques de contrôle et d'expériences sur le terrain visant à évaluer les effets des changements

3A.7 LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES

Les données sur les émissions de mercure dans les sols naturels au Canada sont insuffisantes pour quantifier l'échange air-surface de mercure à partir des surfaces terrestres à l'échelle régionale et nationale ainsi que de façon temporelle. On doit établir des limitations réalistes quant aux taux d'échange air-surface du mercure dans les différents paysages relativement à la géologie sous-jacente, au couvert végétal et à la chimie du sol.

L'oxydation du Hg⁰ par des processus biotiques et abiotiques peut entraîner une réduction des émissions nettes de Hg⁰ des systèmes terrestres; toutefois, cet aspect du cycle biogéochimique du mercure n'est pas encore élucidé. Afin de mieux comprendre les effets des changements climatiques sur les émissions de mercure dans l'air à partir des surfaces du sol au Canada, il faut effectuer des analyses plus poussées du flux de mercure par rapport à des données environnementales selon le site.

Les écosystèmes terrestres de l'Arctique canadien représentent une grande superficie, mais le peu de données accessibles sur les émissions de mercure des systèmes terrestres de l'Arctique constituent une autre lacune en ce qui a trait à la compréhension du cycle biogéochimique du mercure dans les environnements froids vierges.

En Nouvelle-Écosse, les sols touchés par des activités anthropiques (résidus miniers, exploitation aurifère et extraction) produisent des émissions de mercure à un taux de deux à trois ordres de grandeur supérieur au taux d'émission des sols naturels présentant des substrats géologiques semblables. Des travaux plus poussés doivent être entrepris pour déterminer la contribution relative des émissions de mercure de sites de référence à faible teneur en mercure, mais aussi à haute teneur en mercure à l'échelle régionale et provinciale, et ce, pour l'ensemble du pays. Compte

tenu du peu de données fiables dont on dispose sur les flux de mercure dans les milieux naturels et de la complexité du cycle du mercure, il faut adopter une approche de modélisation multidisciplinaire. Il est recommandé d'examiner les modèles mécanistiques et de fugacité ainsi que l'intégration de techniques d'analyse spatiale en vue de brosser un portait d'ensemble des émissions de mercure dans les sols à l'échelle nationale.

3A.8 RÉFÉRENCES

Allard, B. and I. Arsenie. 1991. Abiotic reduction of mercury by humic substances in aquatic system - an important process for the mercury cycle. Water Air and Soil Pollution 56:457-464.

Almeida, M.D., R.V. Marins, H.H.M. Paraquetti, W.R. Bastos and L.D. Lacerda. 2009. Mercury degassing from forested and open field soils in Rondonia, Western Amazon, Brazil. Chemosphere 77:60-66.

Bahlmann, E. and R. Ebinghaus. 2003. Process studies on mercury fluxes over different soils with a laboratory flux measurement system (LFMS). Journal De Physique 107:99-102.

Bahlmann, E., R. Ebinghaus and W. Ruck. 2006. Development and application of a laboratory flux measurement system (LFMS) for the investigation of the kinetics of mercury emissions from soils. Journal of Environment Management 81:114-125.

Bardsley, C. and K. Walker. 1968. Trifluralin behavior in soil. II. volatilization as influenced by concentration, time, soil moisture content, and Placement1. Agronomy Journal 60:89.

Barkay, T., C. Liebert and M. Gillman. 1989. Environmental significance of the potential for mer(tn21)-mediated reduction of Hg²⁺ to Hg⁰ in natural-waters. Applied and Environmental Microbiology 55:1196-1202.

Barkay, T., S.M. Miller and A.O. Summers. 2003. Bacterial mercury resistance from atoms to ecosystems. FEMS Microbiology Reviews 27:355-384. Bash, J.O., D.R. Miller, T.H. Meyer and P.A. Bresnahan. 2004. Northeast United States and Southeast Canada natural mercury emissions estimated with a surface emission model. Atmospheric Environment 38:5683-5692.

Baya, A.P. and B. Van Heyst. 2010. Assessing the trends and effects of environmental parameters on the behaviour of mercury in the lower atmosphere over cropped land over four seasons. Atmospheric Chemistry and Physics 10:8617-8628.

Beauchamp, S., R. Tordon, L. Phinney, K. Abraham, A. Pinette, A. MacIntosh, A. Rencz, H. Wong and J. Dalziel. 2002. Air surface exchange of mercury in natural and anthropogenically impacted landscapes in Atlantic Canada. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis 2: 157-165.

Campbell, L.M., R.E. Hecky, R. Muggide, D.G. Dixon and P.S. Ramlal. 2003. Variation and distribution of total mercury in water, sediment and soil from Northern lake Victoria, East Africa. Biogeochemistry 65:195-211.

Caron, S., M. Lucotte and R. Teisserenc. 2008. Mercury transfer from watersheds to aquatic environments following the erosion of agrarian soils: A molecular biomarker approach RID C-7093-2011. Canadian Journal of Soil Science 88:801-811.

Carpi, A. and S.E. Lindberg. 1997. Sunlight-mediated emission of elemental mercury from soil amended with municipal sewage sludge. Environmental Science & Technology 31:2085-2091.

Carpi, A. and S.E. Lindberg. 1998. Application of a Teflon (TM) dynamic flux chamber for quantifying soil mercury flux: Tests and results over background soil. Atmospheric Environment 32:873-882.

Celi, L., M. Schnitzer and M. Nègre. 1997. Analysis of carboxyl groups in soil humic acids by a wet chemical method, Fourier-transform infrared spectrophotometry, and solution-state carbon-13 nuclear magnetic resonance. A comparative study. Soil Science 162:189.

Charlet, L., D. Bosbach and T. Peretyashko. 2002. Natural attenuation of TCE, As, Hg linked to the heterogeneous oxidation of Fe(II): An AFM study. Chemical Geology 190:303-319.

Choi, H. and T.M. Holsen. 2009. Gaseous mercury emissions from unsterilized and sterilized soils: The effect of temperature and UV radiation. Environmental Pollution 157:1673-1678.

Cobos, D.R., J.M. Baker and E.A. Nater. 2002. Conditional sampling for measuring mercury vapor fluxes. Atmospheric Environment 36:4309-4321.

Connor, J.J. and H. Schaklette. 1975. Background geochemistry of some rocks, soils, plants, and vegetables in the conterminous United States. United States Government Printing Office, Washington, DC.

Coolbaugh, M.F., M.S. Gustin and J.J. Rytuba. 2002. Annual emissions of mercury to the atmosphere from natural sources in Nevada and California. Environmental Geology 42:338-349.

Costa, M. and P.S. Liss. 1999. Photoreduction of mercury in sea water and its possible implications for Hg(0) air-sea fluxes. Marine Chemistry 68:87-95.

Da Silva, G.S., M.C. Bisinoti, P.S. Fadini, G. Magarelli, W.F. Jardim and A.H. Fostier. 2009. Major aspects of the mercury cycle in the Negro river basin, Amazon. Journal of the Brazilian Chemical Society 20:1127-1134.

Dittman, J.A., J.B. Shanley, C.T. Driscoll, G.R. Aiken, A.T. Chalmers, J.E. Towse and P. Selvendiran. 2010. Mercury dynamics in relation to dissolved organic carbon concentration and quality during high flow events in three Northeastern US streams. Water Resources Research 46:W07522.

During, A., J. Rinklebe, F. Boehme, R. Wennrich, H. Staerk, S. Mothes, G. Du Laing, E. Schulz and H. Neue. 2009. Mercury volatilization from three floodplain soils at the central Elbe river, Germany. Soil & Sediment Contamination 18:429-444.

Duyzer, J. and D. Fowler. 1994. Modelling land atmosphere exchange of gaseous oxides of nitrogen in Europe. Tellus B 46:353-372.

Ebinghaus, R. 1999. Mercury contaminated sites: Characterization, risk assessment, and remediation. Springer Verlag, Berlin, Germany.

Engle, M.A., M.S. Gustin and H. Zhang. 2001.

Quantifying natural source mercury emissions from the Ivanhoe mining district, North central Nevada, USA. Atmospheric Environment 35:3987-3997.

Engle, M.A. and M.S. Gustin. 2002. Scaling of atmospheric mercury emissions from three naturally enriched areas: Flowery peak, Nevada; Peavine peak, Nevada; and Long valley caldera, California. The Science of the Total Environment 290:91-104.

Ericksen, J.A., M.S. Gustin, M. Xin, P.J. Weisberg and G.C.J. Fernandez. 2006. Air-soil exchange of mercury from background soils in the united states. Sci. Total Environ. 366:851-863

Farella, N., M. Lucotte, R. Davidson and S. Daigle. 2006. Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment. The Science of the Total Environment 368:19-29.

Feng, X.B., S.F. Wang, G.A. Qiu, Y.M. Hou and S.L. Tang. 2005. Total gaseous mercury emissions from soil in guiyang, guizhou, china. Journal of Geophysical Research-Atmospheres 110:D14306

Ferrara, R., B. H. Mazzolai, H. Edner, S. Svanberg and E. Wallinder. 1998. Atmospheric mercury sources in the Mt. Amiata area, Italy. The Science of the Total Environment 213:13-23.

Fitzgerald, W.F. 1995. Is mercury increasing in the atmosphere? the need for an atmospheric mercury network (AMNET). Water Air and Soil Pollution 80: 245-254.

Friedli, H., L. Radke, J. Lu, C. Banic, W. Leaitch and J. MacPherson. 2003. Mercury emissions from burning of biomass from temperate North American forests: Laboratory and airborne measurements. Atmospheric Environment 37:253-267.

Fritsche, J., D. Obrist and C. Alewell. 2006. Effects of microbiological activity on Hg^o emission in uncontaminated terrestrial soils. 8th international conference on mercury as a global pollutant, Madison, WI, USA.

Fritsche, J., D. Obrist and C. Alewell. 2008. Evidence of microbial control of Hg⁰ emissions from uncontaminated terrestrial soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 171:200-209. Gabriel, M.C. and D.G. Williamson. 2004. Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment. Environmental Geochemistry and Health 26:421-434.

García-Sánchez, A., F. Contreras, M. Adams and F. Santos. 2006. Atmospheric mercury emissions from polluted gold mining areas (Venezuela). Environmental Geochemistry and Health 28:529-540.

Gillis, A.A. and D.R. Miller. 2000. Some local environmental effects on mercury emission and absorption at a soil surface. The Science of the Total Environment 260:191-200.

Grigal, D.F. 2003. Mercury sequestration in forests and peatlands: A review. Journal of Environmental Quality 32:393-405.

Grünhage, L., H.D. Haenel and H.J. Jäger. 2000. The exchange of ozone between vegetation and atmosphere: Micrometeorological measurement techniques and models. Environmental Pollution 109:373-392.

Gu, B., Y. Bian, C.L. Miller, W. Dong, X. Jiang and L. Liang. 2011. Mercury reduction and complexation by natural organic matter in anoxic environments. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108:1479-1483.

Gustin, M.S., G.E. Taylor and T.L. Leonard. 1995. Atmospheric mercury concentrations above mercury contaminated mill tailings in the Carson river drainage-basin, Nevada. Water Air and Soil Pollution 80:217-220.

Gustin, M.S., G.E. Taylor Jr and R.A. Maxey. 1997. Effect of temperature, wind velocity and concentration on the flux of elemental mercury from mill tailings to the atmosphere. Journal of Geophysical Research 102:891-3898.

Gustin, M.S., P. Rasmussen, G. Edwards, W. Schroeder and J. Kemp. 1999. Application of a laboratory gas exchange chamber for assessment of in-situ mercury emissions. Journal of Geophysical Research-Atmospheres 104:21873-21878.

Gustin, M., S. Lindberg, K. Austin, M. Coolbaugh, A. Vette and H. Zhang. 2000. Assessing the contribution

of natural sources to regional atmospheric mercury budgets. The Science of the Total Environment 259:61-71.

Gustin, M.S. and S.E. Lindberg. 2000. Assessing the contribution of natural sources to the global mercury cycle: The importance of intercomparing dynamic flux measurements. Fresenius Journal of Analytical Chemistry 366:417-422.

Gustin, M.S., H. Biester and C.S. Kim. 2002. Investigation of the light-enhanced emission of mercury from naturally enriched substrates. Atmospheric Environment 36:3241-3254.

Gustin, M.S. 2003. Are mercury emissions from geologic sources significant? A status report. The Science of the Total Environment 304:153-167.

Gustin, M.S., M.F. Coolbaugh, M.A. Engle, B.C. Fitzgerald, R.E. Keislar, S.E. Lindberg, D.M. Nacht, J. Quashnick, J.J. Rytuba, C. Sladek, H. Zhang and R.E. Zehner. 2003. Atmospheric mercury emissions from mine wastes and surrounding geologically enriched terrains. Environmental Geology 43:339-351.

Gustin, M.S., J.A. Ericksen, D.E. Schorran, D.W. Johnson, S.E. Lindberg and J.S. Coleman. 2004. Application of controlled mesocosms for understanding mercury air-soil-plant exchange. Environmental Science & Technology 38:6044-6050.

Gustin, M.S. and J. Stamenkovic. 2005. Effect of watering and soil moisture on mercury emissions from soils. Biogeochemistry 76:215-232.

Gustin, M.S., M. Engle, J. Ericksen, S. Lyman, J. Stamenkovic and M. Xin. 2006. Mercury exchange between the atmosphere and low mercury containing substrates. Applied Geochemistry 21:1913-1923.

Gustin, M.S., S.E. Lindberg and P.J. Weisberg. 2008. An update on the natural sources and sinks of atmospheric mercury. Applied Geochemistry 23:482-493.

Haitzer, M., G.R. Aiken and J.N. Ryan. 2003. Binding of Hg (II) to aquatic humic substances: Influence of pH and source of humic substances. Environmental Science & Technology 37:2436-2441.

Iverfeldt, A. and O. Lindqvist. 1986. Atmospheric oxidation of elemental mercury by ozone in the aqueous phase. Atmospheric Environment 20:1567-1573.

Johnson, D.W. and S.E. Lindberg. 1995. The biogeochemical cycling of Hg in forests - alternative methods for quantifying total deposition and soil emission. Water Air and Soil Pollution 80:1069-1077.

Khwaja, A.R., P.R. Bloom and P.L. Brezonik. 2006. Binding constants of divalent mercury (Hg²⁺) in soil humic acids and soil organic matter. Environmental Science & Technology 40:844-849.

Kim, K.H. and S.E. Lindberg. 1995. Design and initial tests of a dynamic enclosure chamber for measurements of vapor-phase mercury fluxes over soils. Water Air and Soil Pollution 80:1059-1068.

Kim, K.H., S.E. Lindberg and T.P. Meyers. 1995. Micrometeorological measurements of mercuryvapor fluxes over background forest soils in Eastern Tennessee. Atmospheric Environment 29:267-282.

Kim, K.H., P.J. Hanson, M.O. Barnett and S.E. Lindberg. 1997. Biogeochemistry of mercury in the air-soil-plant system. Metal lons in Biological Systems 34:185-212.

Lin, C. and S. Pehkonen. 1999. The chemistry of atmospheric mercury: A review. Atmospheric Environment 33:2067-2079.

Lindberg, S.E., D.R. Jackson, J.W. Huckabee, S.A. Janzen, M.J. Levin and J.R. Lund. 1979. Atmospheric emission and plant uptake of mercury from agricultural soils near the Almaden mercury mine. Journal of Environmental Quality 8:572-578.

Lindberg, S.E., K.H. Kim and J. Munthe. 1995. The precise measurement of concentration gradients of mercury in air over soils: A review of past and recent measurements. Water Air and Soil Pollution 80:383-392.

Lindberg, S.E., K.H. Kim, T.P. Meyers and J.G. Owens. 1995. Micrometeorological gradient approach for quantifying air-surface exchange of mercury-vapor - tests over contaminated soils. Environmental Science & Technol. 29:126-135.

Lindberg, S.E. and W.J. Stratton. 1998. Atmospheric mercury speciation: Concentrations and behavior of reactive gaseous mercury in ambient air. Environmental Science & Technology 32:49-57.

Lindberg, S.E., P.J. Hanson, T.P. Meyers and K.H. Kim. 1998. Air/surface exchange of mercury vapor over forests - the need for a reassessment of continental biogenic emissions. Atmospheric Environment 32:895-908.

Lindberg, S.E., H. Zhang, M. Gustin, A. Vette, F. Marsik, J. Owens, A. Casimir, R. Ebinghaus, G. Edwards, C. Fitzgerald, J. Kemp, H.H. Kock, J. London, M. Majewski, L. Poissant, M. Pilote, P. Rasmussen, F. Schaedlich, D. Schneeberger, J. Sommar, R. Turner, D. Wallschlager and Z. Xiao. 1999. Increases in mercury emissions from desert soils in response to rainfall and irrigation. Journal of Geophysical Research-Atmospheres 104:21879-21888.

Lindberg, S., R. Bullock, R. Ebinghaus, D. Engstrom, X. Feng, W. Fitzgerald, N. Pirrone, E. Prestbo and C. Seigneur. 2007. A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition. Ambio 36:19-32.

Lindqvist, O., K. Johansson, M. Aastrup, A. Andersson, L. Bringmark, G. Hovsenius, L. Hakanson, A. Iverfeldt, M. Meili and B. Timm. 1991. Mercury in the Swedish environment - recent research on causes, consequences and corrective methods. Water Air and Soil Pollution 55:R11.

Liu, J.H., W.H. Wang and A. Peng. 2000. The photochemical reduction of divalent mercury and methyl-mercury. Journal of Environmental Science and Health Part A-Toxic/hazardous Substances & Environmental Engineering 35:1859-1867.

Louchouarn, P., M. Lucotte and N. Farella. 1999. Historical and geographical variations of sources and transport of terrigenous organic matter within a large-scale coastal environment. Organic Geochemistry 30:675-699.

Lucotte, M., A. Mucci, C. Hillairemarcel, P. Pichet and A. Grondin. 1995. Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of Northern Quebec (Canada). Water Air and Soil Pollution 80:467-476.

Magarelli, G. and A.H. Fostier. 2005. Influence of deforestation on the mercury air/soil exchange in the Negro river basin, Amazon. Atmospheric Environment 39:7518-7528.

Mason, R.P., F.M.M. Morel and H.F. Hemond. 1995. The role of microorganisms in elemental mercury formation in natural-waters. Water Air and Soil Pollution 80:775-787.

Mason, R.P. and G.R. Sheu. 2002. Role of the ocean in the global mercury cycle. Global Biogeochemical Cycles 16:1093.

Mason, R.P. 2009. Mercury emissions from natural processes and their importance in the global mercury cycle. Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere173-191.

Mergler, D., H.A. Anderson, L.H.M. Chan, K.R. Mahaffey, M. Murray, M. Sakamoto and A.H. Stern. 2007. Methylmercury exposure and health effects in humans: A worldwide concern. Ambio 36:3-11.

Mierle, G. and R. Ingram. 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. Water Air and Soil Pollution 56:349-357.

Munthe, J., H. Hultberg and A. Iverfeldt. 1995. Mechanisms of deposition of methylmercury and mercury to coniferous forests. Water Air and Soil Pollution 80: 363-371.

Nacht, D.M. and M.S. Gustin. 2004. Mercury emissions from background and altered geologic units throughout Nevada. Water Air and Soil Pollution 151:179-193.

Nater, E.A. and D.F. Grigal. 1992. Regional trends in mercury distribution across the Great Lakes States, North Central USA. Nature 358:139-141.

Nriagu, J.O. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. Nature 338:47-49.

Obrist, D., X. Fain and C. Berger. 2010. Gaseous elemental mercury emissions and CO2 respiration rates in terrestrial soils under controlled aerobic and anaerobic laboratory conditions. The Science of the Total Environment 408:1691-1700.

O'Driscoll, N.J., S. Beauchamp, S.D. Siciliano, A.N. Rencz and D.R.S. Lean. 2003. Continuous analysis of dissolved gaseous mercury (DGM) and mercury flux in two freshwater lakes in Kejimkujik park, Nova Scotia: Evaluating mercury flux models with quantitative data. Environmental Science & Technology 37:2226-2235.

O'Driscoll, N.J., A.N. Rencz and D.R.S. Lean. 2005. Mercury cycling in a wetland-dominated ecosystem: A multidisciplinary study. Society of Environmental Toxicology & Chemistry, Pensacola, Florida, USA.

O'Driscoll, N.J., A. Rencz and D.R.S. Lean. 2005. The biogeochemistry and fate of mercury in the environment. Biogeochemical Cycles of Elements 43:221-238.

O'Driscoll, N.J., S.D. Siciliano, D.R.S. Lean and M. Amyot. 2006. Gross photoreduction kinetics of mercury in temperate freshwater lakes and rivers: Application to a general model of DGM dynamics. Environmental Science & Technology 40:837-843.

O'Driscoll, N., L. Poissant, J. Canario, J. Ridal and D. Lean. 2007. Continuous analysis of dissolved gaseous mercury and mercury volatilization in the upper St. Lawrence river: Exploring temporal relationships and UV attenuation. Environmental Science & Technology 41:5342-5348.

Pacyna, E.G., J.M. Pacyna and N. Pirrone. 2001. European emissions of atmospheric mercury from anthropogenic sources in 1995. Atmospheric Environment 35:2987-2996.

Pacyna, E.G., J.M. Pacyna, K. Sundseth, J. Munthe, K. Kindbom, S. Wilson, F. Steenhuisen and P. Maxson. 2010. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. Atmospheric Environment 44:2487-2499.

Pehkonen, S.O. and C.J. Lin. 1998. Aqueous photochemistry of mercury with organic acids. Journal of the Air Waste Management Association 48:144-150.

Pickhardt, P.C. and N.S. Fisher. 2007. Accumulation of inorganic and methylmercury by freshwater phytoplankton in two contrasting water bodies. Environmental Science & Technology 41:125-131.

Pirrone, N., P. Costa, J.M. Pacyna and R. Ferrara. 2001.

Mercury emissions to the atmosphere from natural and anthropogenic sources in the mediterranean region. Atmospheric Environment 35:2997-3006.

Pirrone, N., S. Cinnirella, X. Feng, R.B. Finkelman, H.R. Friedli, J. Leaner, R. Mason, A.B. Mukherjee, G. Stracher and D.G. Streets. 2009. Global mercury emissions to the atmosphere from natural and anthropogenic sources. Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere1-47. DOI: 10.1007/978-0-387-93958-2_1.

Poissant, L. and A. Casimir. 1998. Water-air and soilair exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites. Atmospheric Environment 32:883-893.

Poissant, L., M. Pilote and A. Casimir. 1999. Mercury flux measurements in a naturally enriched area: Correlation with environmental conditions during the Nevada study and tests of the release of mercury from soils (STORMS). Journal of Geophysical Research-Atmospheres 104:21845-21857.

Poissant, L., M. Amyot, M. Pilote and D. Lean. 2000. Mercury water-air exchange over the upper St. Lawrence river and Lake Ontario. Environmental Science & Technology 34:3069-3078.

Poissant, L., M. Pilote, P. Constant, C. Beauvais, H.H. Zhang and X.H. Xu. 2004. Mercury gas exchanges over selected bare soil and flooded sites in the bay St. Francois wetlands (Quebec, Canada). Atmospheric Environment 38:4205-4214.

Poulain, A.J., S.M. Ni Chadhain, P.A. Ariya, M. Amyot, E. Garcia, P.G.C. Campbell, G.J. Zylstra and T. Barkay. 2007. Potential for mercury reduction by microbes in the high arctic. Applied Environmental Microbiology 73:2230.

Ravichandran, M. 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter - a review. Chemosphere 55:319-331.

Reddy, M.M. and G.R. Aiken. 2001. Fulvic acid-sulfide ion competition for mercury ion binding in the Florida Everglades. Water Air and Soil Pollution 132:89-104.

Rolfhus, K.R. and W.F. Fitzgerald. 2004. Mechanisms and temporal variability of dissolved gaseous mercury

production in coastal seawater. Marine Chemistry 90:125-136.

Rundgren, S., A. Ruhling, K. Schluter and G. Tyler. 1992. Mercury in soil: Distribution, speciation and biological effects. A review of the literature and comments on critical concentrations. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

Schluter, K. 2000. Review: Evaporation of mercury from soils. an integration and synthesis of current knowledge. Environmental Geology 39:249-271.

Scholtz, M.T., B.J. Van Heyst and W. Schroeder. 2003. Modelling of mercury emissions from background soils. The Science of the Total Environment 304:185-207.

Schroeder, W.H., J. Munthe and O. Lindqvist. 1989. Cycling of mercury between water, air, and soil compartments of the environment. Water Air and Soil Pollution 48:337-347.

Schroeder, W.H., S. Beauchamp, G. Edwards, L. Poissant, P. Rasmussen, R. Tordon, G. Dias, J. Kemp, B. Van Heyst and C.M. Banic. 2005. Gaseous mercury emissions from natural sources in Canadian landscapes. Journal of Geophysical Research-Atmospheres 110:D18302.

Schluter, K. 2000. Review: Evaporation of mercury from soils. An integration and synthesis of current knowledge. Environ. Geol. 39:249-271

Schuster, E. 1991. The behavior of mercury in the soil with special emphasis on complexation and adsorption processes-a review of the literature. Water Air and Soil Pollution 56:667-680.

Seigneur, C., K. Vijayaraghavan, K. Lohman, P. Karamchandani and C. Scott. 2004. Global source attribution for mercury deposition in the United States. Environmental Science & Technology 38:555-569.

Selin, N.E., D.J. Jacob, R.J. Park, R.M. Yantosca, S. Strode, L. Jaeglé and D. Jaffe. 2007. Chemical cycling and deposition of atmospheric mercury: Global constraints from observations. Journal of Geophysical Research 112:D02308.

Selin, N.E. and D.J. Jacob. 2008. Seasonal and spatial patterns of mercury wet deposition in the United States: Constraints on the contribution from North American anthropogenic sources. Atmospheric Environment 42:5193-5204.

Siciliano, S.D., J.O. Nelson and D.R.S. Lean. 2002. Microbial reduction and oxidation of mercury in freshwater lakes. Environmental Science and Technology 36:3064-3068.

Sigler, J.M. and X. Lee. 2006. Gaseous mercury in background forest soil in the Northeastern United States. Journal of Geophysical Research-Biogeosciences 111:G02007.

Skyllberg, U., X. Kang, P.R. Bloom, E.A. Nater and W.F. Bleam. 2000. Binding of mercury (II) to reduced sulfur in soil organic matter along upland-peat soil transects. Journal of Environmental Quality 29:855-865.

Skyllberg, U., P.R. Bloom, J. Qian, C.M. Lin and W.F. Bleam. 2006. Complexation of mercury (II) in soil organic matter: EXAFS evidence for linear two-coordination with reduced sulfur groups. Environmental Science & Technology 40:4174-4180.

Smith, D.S., R.A. Bell and J.R. Kramer. 2002. Metal speciation in natural waters with emphasis on reduced sulfur groups as strong metal binding sites 1. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology 133:65-74.

Smith-Downey, N.V., Sunderland, E.M., Jacob, D.J. 2010. Anthropogenic impacts on global storage and emissions of mercury from terrestrial soils: Insights from a new global model. Journal of Geophysical Research 115: G03008, doi:10.1029/2009JG001124.

Song, X.X. and B. Van Heyst. 2005. Volatilization of mercury from soils in response to simulated precipitation. Atmospheric Environment 39:7494-7505.

Summers, A.O. and S. Silver. 1978. Microbial transformations of metals. Annual Review of Microbiology 32:637-672.

Sunderland, E.M., D.P. Krabbenhoft, J.W. Moreau, S.A. Strode and W.M. Landing. 2009. Mercury

sources, distribution, and bioavailability in the North Pacific ocean: Insights from data and models. Global Biogeochemical Cycles 23:GB2010.

Terkhi, M., F. Taleb, P. Gossart, A. Semmoud and A. Addou. 2008. Fourier transform infrared study of mercury interaction with carboxyl groups in humic acids. Journal of Photochemistry and Photobiology A-Chemistry 198:205-214.

Turetsky, M.R., J.W. Harden, H.R. Friedli, M. Flannigan, N. Payne, J. Crock and L. Radke. 2006. Wildfires threaten mercury stocks in Northern soils. Geophysical Research Letters 33:16403.

Wallschlager, D., H.H. Kock, W.H. Schroeder, S.E. Lindberg, R. Ebinghaus and R.D. Wilken. 2000. Mechanism and significance of mercury volatilization from contaminated floodplains of the German river Elbe. Atmospheric Environment 34:3745-3755.

Wangberg, I., J. Munthe, T. Berg, R. Ebinghaus, H.H. Kock, C. Temme, E. Bieber, T.G. Spain and A. Stolk. 2007. Trends in air concentration and deposition of mercury in the coastal environment of the North sea area. Atmospheric Environment 41:2612-2619.

Wickland, K., D. Krabbenhoft and S. Olund. 2006. Evidence for a link between soil respiration and mercury emission from organic soils. 8th international conference on mercury as a global pollutant, Madison, WI, USA.

Wiener, J.G., B.C. Knights, M.B. Sandheinrich, J.D. Jeremiason, M.E. Brigham, D.R. Engstrom, L.G. Woodruff, W.F. Cannon and S.J. Balogh. 2006. Mercury in soils, lakes, and fish in Voyageurs National Park (Minnesota): Importance of atmospheric deposition and ecosystem factors. Environmental Science & Technology 40:6261-6268.

Woods, T.N. 2008. Recent advances in observations and modeling of the solar ultraviolet and X-ray spectral irradiance. Advances in Space Research 42:895-902.

Xia, K., U.L. Skyllberg, W.F. Bleam, P.R. Bloom, E.A. Nater and P.A. Helmke. 1999. X-ray absorption spectroscopic evidence for the complexation of Hg (II) by reduced sulfur in soil humic substances. Environmental Science & Technology 33:257-261.

Xiao, Z.F., J. Munthe and O. Lindqvist. 1991. Sampling and determination of gaseous and particulate mercury in the atmosphere using gold-coated denuders. Water Air and Soil Pollution 56:141-151.

Xiao, Z.F., J. Munthe, W.H. Schroeder and O. Lindqvist. 1991. Vertical fluxes of volatile mercury over forest soil and lake surfaces in Sweden. Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology 43:267-279.

Xin, M. and M.S. Gustin. 2007. Gaseous elemental mercury exchange with low mercury containing soils: Investigation of controlling factors. Applied Geochemistry 22:1451-1466.

Yang, Y., C. Zhang, X. Shi, T. Lin and D. Wang. 2007. Effect of organic matter and pH on mercury release from soils. Journal of Environmental Sciences-China 19:1349-1354.

Zehner, R.E. and M.S. Gustin. 2002. Estimation of mercury vapor flux from natural substrate in Nevada. Environmental Science & Technology 36:4039-4045.

Zhang, H. and S.E. Lindberg. 1999. Processes influencing the emission of mercury from soils: A conceptual model. Journal of Geophysical Research-Atmospheres 104:21889-21896.

Zhang, H., S.E. Lindberg, F.J. Marsik and G.J. Keeler. 2001. Mercury air/surface exchange kinetics of background soils of the Tahquamenon river watershed in the Michigan Upper Peninsula. Water Air and Soil Pollution 126:151-169.

Chapitre 3b:

Concentrations de mercure total dans les sédiments des lacs et des cours d'eau au Canada



Auteur coordinateur: Paul A. Arp

Auteurs principaux: Mina Nasr and Paul A. Arp

Coauteurs: Andy Rencz

TABLE DES MATIÈRES

3B.1 INTRODUCTION	92
3B.2 TRAITEMENT DES DONNÉES	92
3B.3 TENDANCES GÉNÉRALES	95
3b.3.1 Données détaillées sur la régression	99
3B.4 DONNÉES PAR RÉGION	104
3b.4.1 Nouvelle-Écosse : Partie continentale, Cap-Breton, monts Cobequid	104
3b.4.2 Nouveau-Brunswick	106
3b.4.3 Québec	107
3b.4.4 Témiscaming et région du Témiscamingue, Québec et Ontario	
3b.4.5 Sakami, Québec	110
3b.4.6 Fosse du Labrador à Schefferville, Québec	110
3b.4.7 Lac Snegamook, Labrador	112
3b.4.8 La Ronde, Saskatchewan et Flin Flon, Manitoba	113
3b.4.9 Île Bathurst, Nunavut	114
3b.4.10 Grand lac de l'Ours, Territoires du Nord-Ouest	115
3b.4.11 Bassin de Selwyn, Yukon	116
3b.4.12 Colombie-Britannique	118
3B.5 CONCLUSIONS	119
3R 6 RÉFÉRENCES	121

3B.1 INTRODUCTION

Le présent chapitre porte sur les profils spatiaux des concentrations de mercure total (HgT) dans les sédiments des lacs et des cours d'eau au Canada, élaborés dans le cadre du Programme de réglementation de la qualité de l'air en vue d'atteindre l'un des objectifs du programme, soit de cartographier l'exposition au mercure dans l'ensemble du paysage et les risques subséquents pour la santé et l'environnement. La source d'information consultée est la base de données ouverte qui comprend une référence géospatiale de la Commission géologique du Canada de Ressources naturelles Canada (Ressources naturelles Canada: RNCan, 2008; voir également Friske et Hornbrook, 1991, ainsi que Friske et Coker, 1995). En règle générale, les sédiments sont transférés des zones sèches vers les cours d'eau. les zones humides et les lacs par l'érosion du sol et des chenaux des cours d'eau par le vent et l'eau (Stedma et France, 2000; Mills et al., 2009). Des sources allochtones et autochtones (roches trouvées à des endroits où elles n'ont pas été formées et où elles ont été formées, respectivement) contribuent également à la charge sédimentaire globale des lacs et des cours d'eau. Il est possible d'établir le profil de ces sédiments accumulés afin de distinguer les profils des dépôts historiques du mercure et des autres contaminants par lieu et par région et de vérifier l'ampleur des échanges de flux biotiques et abiotiques, notamment à l'interface sédimenthypolimnion (Davis et al., 1997; Lockhart et al., 1998; Rasmussen et al., 1998; Gray et al., 2000; Birkett et Lester, 2005; Kainz et Lucotte, 2006; Bouffard et al., 2008; Muir et al., 2009; Scudder et al., 2009; Selin, 2009; Ethier et al., 2010). Ce chapitre montre le lien entre le mercure total dans les sédiments et le site d'échantillonnage dans les lacs et les cours d'eau partout au Canada selon : (i) l'emplacement, dans des hautes terres ou des basses terres; (ii) les processus orogéniques à l'origine de la minéralisation du mercure dans le substrat rocheux sous-jacent; (iii) le taux des dépôts atmosphériques de mercure; (iv) l'étendue du couvert végétal dans les bassins versants en aval; (v) le climat, des régions tempérées vers les régions arctiques; (iv) les activités actuelles et passées comportant du mercure.

Ce chapitre ne traite pas des profils verticaux du mercure total dans les sédiments des lacs et des cours d'eau et n'explique pas la dynamique de ces processus. La question du méthylmercure n'est pas abordée dans ce chapitre, car cette substance ne figure pas dans la base de données de la Commission géologique du Canada. Pour en savoir davantage sur ces sujets, consulter : Boske *et al.* (2003); Wanga *et al.* (2004); Perry *et al.* (2005); Kainz et Lucotte (2006); Skyllberg *et al.* (2006, 2009); Issaro *et al.* (2009).

3B.2 TRAITEMENT DES DONNÉES

Les données accessibles au public générées dans le cadre du Programme national de reconnaissance géochimique du Canada (Friske et Hornbrook, 1991) ont été compilées et regroupées en 30 régions d'étude distinctes sur le plan géographique afin de produire des sommaires et des représentations par région. Cette compilation a permis de générer, au total, 254 129 points de données sur le mercure total pour un nombre équivalent de sites d'échantillonnage géoréférencés de lacs et de cours d'eau (figure 3b.1). Les emplacements géographiques sont consignés par province, région géologique, indice du Système national de référence cartographique (SNRC) et coordonnées XY. Les emplacements associés à des données élémentaires sur les substrats du sol et du till ne sont pas indiqués. Chaque point fournit des renseignements sur les conditions locales des sédiments et de l'échantillonnage (p. ex. morphologie générale du lac ou du cours d'eau, type de substrat rocheux et couleur des sédiments), les concentrations élémentaires totales de nombreux métaux (p. ex. Hg, Ag, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb, S, Sb, Se, Sn, Zn) et la perte par calcination. Ces variables n'étaient pas accessibles pour tous les emplacements, et les valeurs concernant le calcium, le magnésium et le soufre (ci-après désigné par soufre total) étaient accessibles pour quelques régions du Québec seulement. Les concentrations élémentaires totales analysées se limitaient aux données entrées concernant les sédiments des lacs et des cours d'eau totaux, séchés, tamisés et non différenciés (minéral). Les sédiments totaux comprenaient l'enlèvement de toute l'épaisseur des sédiments accumulés dans les

cours d'eau, ainsi que la couche supérieure de 30 cm des sédiments des lacs. Les relations entre le mercure total et d'autres variables physiques et chimiques, comme la profondeur des lacs, la région des lacs, le degré de suspension des sédiments dans l'eau (aucune, légère, forte), le type de terrain, la couleur des sédiments, la largeur du chenal, la profondeur du chenal, l'ordre du cours d'eau ainsi que la latitude et la longitude (exprimées en degrés décimaux), ont été étudiées à l'aide d'analyses de régression multiple. Pour assurer la linéarité et réduire l'hétéroscédasticité, certaines des concentrations élémentaires totales

ont été transformées en log. Les données recueillies ont également été analysées par référence croisée géospatiale avec d'autres couches de données, dont : le modèle de dépôts atmosphériques annuels de mercure pour le Canada produit par le modèle régional et international du transport et du devenir du mercure atmosphérique (GRAHM) [chapitre 9; Dastoor, A. et Moran, M., communication personnelle], la géologie du substrat rocheux (Wheeler *et al.*, 1997; Fulton, 1995), les images de surface ainsi que les données de classification des sites écologiques pour préciser le couvert végétal et l'utilisation des terres.

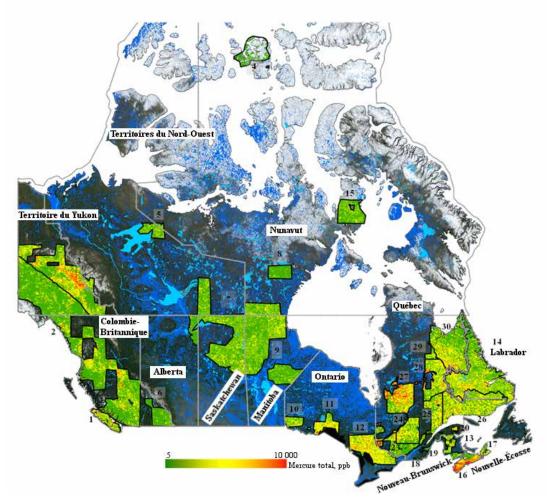


FIGURE 3B.1 Vue d'ensemble de la distribution des données de la Commission géologique du Canada (CGC) pour le mercure total dans les sédiments des lacs et des cours d'eau dans chaque région d'étude (régions numérotées de 1 à 30 dans cette figure). Les points représentent les coordonnées XY et se chevauchent pour mettre en lumière la répartition générale des valeurs de mercure total élevées et faibles de la Commission géologique du Canada pour les sédiments des lacs et des cours d'eau du Canada. L'arrière-plan de la carte montre les grandes lignes des caractéristiques de l'eau de surface et des basses terres du Canada générées par le modèle altimétrique numérique (parties ombrées bleues). Ces données sont fondées sur l'Atlas national des eaux et le modèle altimétrique numérique (résolution de 300 m).

Comme la région en amont influe sur chacun des sites d'échantillonnage des lacs et des cours d'eau. on a jugé important d'ajouter les caractéristiques suivantes dans le modèle utilisé pour analyser le mercure total : (i) site des hautes terres ou des basses terres; (ii) couverture de surface des zones humides par zone contributive au débit en amont. La grille du modèle altimétrique numérique national a été réalisée pour la délimitation systématique des zones sèches et des zones humides au Canada à une résolution de 300 m (RNCan, 2007). Le paramètre établi pour les basses terres était une différence d'élévation de 10 m maximale entre les terres et les chenaux d'écoulement ou les côtes les plus près. Des modèles altimétriques numériques provinciaux d'une résolution générale de 30 m ont été utilisés

pour déterminer la proportion des zones humides (A_W) dans le bassin versant (A_B) en amont des sites d'échantillonnage des lacs et des cours d'eau de la Commission géologique du Canada. Les zones humides correspondaient aux zones où le drainage du sol était entravé à 50 m de la surface du sol et à des conditions de drainage imparfaites. Ce processus a été effectué pour deux régions, dont des parties du bassin de Selwyn au Yukon et des parties du Cap-Breton. Pour un aperçu conceptuel des procédures de topographie, voir la figure 3b.2, et pour de plus amples renseignements, se reporter à Murphy *et al.* (2011). Pour des détails concernant les analyses mentionnées précédemment et certains des résultats obtenus, se reporter à Nasr *et al.* (2011).

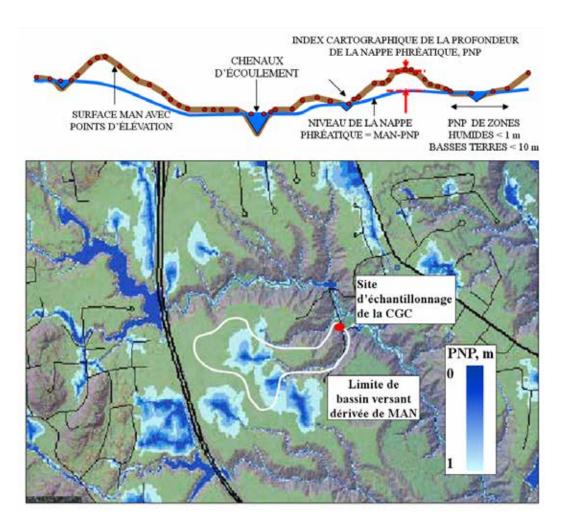


FIGURE 3B.2 Aperçu du processus de cartographie des zones humides utilisé pour distinguer les zones humides des zones sèches à l'échelle nationale (résolution de 300 m) et pour les bassins versants en amont des sites d'échantillonnage du mercure total à l'échelle régionale (résolution de 10 m) [Murphy et al., 2011]

3B.3 TENDANCES GÉNÉRALES

La figure 3b.1 montre la tendance de la présence du mercure total dans les sédiments des lacs et des cours d'eau au Canada. La figure 3b.3 indique les sites d'échantillonnage des lacs ou des cours d'eau où le mercure total se situe entre 500 et 1 000 ppb et où le mercure total est d'au moins 1 000 ppb. Le tableau 3b.1 présente un résumé des données statistiques par région d'étude de la Commission géologique du Canada (régions numérotées de 1 à 30).

La concentration de mercure total dans les sédiments varie dans tout le Canada, allant de 5 à 22 900 ppb. Parmi les régions d'étude, les concentrations moyennes de mercure total les plus faibles ont été

mesurées sur l'île Bathurst, au Nunavut (HgT = 25 ppb. région 4), et les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans la région de Grenville-Témiscamingue, au Québec (HqT = 244 ppb, région 21), ainsi que dans les régions du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (HgT = 390 ppb, région 16). Au total, 462 sites d'échantillonnage (341 cours d'eau et 121 lacs) présentaient des concentrations de mercure total d'au moins 1 500 ppb. Certains de ces sites sont des endroits où l'on note des activités passées ou présentes d'exploitation minière et de fonderie. Des anomalies, correspondant à des concentrations de mercure total de plus de 1 000 ppb dans les sédiments, ont été relevées à plusieurs reprises dans quatre régions : (i) Colombie-Britannique : chaînons Boundary, plateaux Nechako et Fraser sur l'île de Vancouver (région 1); (ii) Québec : plus

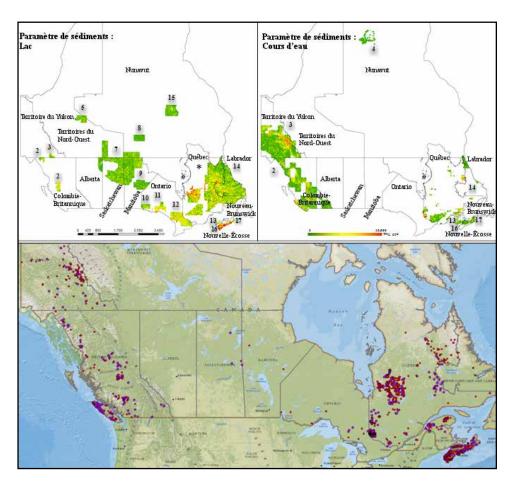


FIGURE 3B.3 Mercure total (ppb) dans les sédiments par type de milieu. La partie supérieure gauche représente les lacs et la partie supérieure droite, les cours d'eau. La partie inférieure représente les sites d'échantillonnage des lacs et des cours d'eau de la Commission géologique du Canada où le mercure total est supérieur à 500 ppb (rouge) et à 1 000 ppb (mauve).

particulièrement à l'est de la baie James, région de la fosse du Labrador et du Témiscamingue; (iii) Nouvelle-Écosse : le long de la partie continentale sud-ouest, monts Cobequid, certaines parties du Cap-Breton; (iv) Yukon. Ces anomalies sont causées par des processus géologiques, y compris des mouvements tectoniques, un soulèvement orogénique et un magma ascendant subséquent causant la minéralisation de métaux lourds en un substrat rocheux partiellement fracturé, en éruptions volcaniques et en panaches.

Des accumulations passées de sédiments riches en matière organique dans les estuaires, les dépressions et les bassins qui se transforment graduellement en gisements de schiste ampélitique ou de charbon, de bitume et de pétrole constituent une autre source de sédiments riches en mercure dans les lacs et les cours d'eau. À de nombreux endroits, des soulèvements tectoniques exposent ces formations à l'ablation des zones sèches et, par conséquent, à l'érosion par la glace, l'eau et le vent.

TABLEAU 3B.1 Concentrations de mercure total (ppb) dans les sédiments des lacs et des cours d'eau, selon la région d'étude et le site (hautes terres ou basses terres)

Zono di ótudo	Torroin		Mercure	di uano no	Mercure total dans les seulments des lacs, ppu	a lates, pres		ĺ		and dispersion of the state of					
onno n omoz		u	Moyenne	Ecart-type Erreur-type	Erreur-type	Diff. crit.*	valeur p*	u	Moyenne	Ecart-type	Erreur-type	Diff. crit.*	valeur p*	Diff. crit.*	valeur p*
	Hautes terres							2 448	170,4	500,4	10,1	0	0		
lle de Vancouver, Colombie-Britannique (1)	Basses terres							434	137,7	442,6	21,2	50,3	0,203		,
	Hautes terres	5 735	132.8	100.8	6			117	42.4	36.7	3.4			18.927	<0.0001
Sudbury, Ontario (11)	Basses terres	3 235	119.1	1001	. ~	6,3	<0,0001	70	42.5	37.1	44	11,0	0,995	23.585	<0.0001
	Houton towns	000	1000	44.0	2 - 0			240	of vo	1 00	1 1			200,01	1000,00
Nouveau-Brunswick (13)	Hautes terres	6RZ	687	4 2	4,2	14.8	66.0	01/6	84,2	108,4	4.	5.3	<0.0001	12,330	1000,0>
	Basses terres	37	129,1	53,6	8,8	-		1 719	73,0	53,3	1,3			17,363	<0,0001
(0) 1-1	Hautes terres	72	123,2	111,3	13,1	710	0.47	9 557	112,7	153,4	9,1	1	1000	35,501	0,56
ukuli, Est (3)	Basses terres	54	105,8	2'99	13,6	o,	7+.0	1 719	95,7	127,4	3,1	,,,	1000,0>	51,101	0,70
	Hautes terres	2 263	123,2	61.8	1.3										
Ontario, Centre (12)	Basses terres	626	97.1	62.1	2.0	4,6	<0,0001		,	,	,				
	Horden towns	0 0	100	1 22	o t			0111	0 02	000	0			10 100	000
Colombie-Britannique, Ouest et Nord; Yukon,	nautes terres	245	0,501	5,	-,0	12.3	0.0004	00010	30,9	6,02	0,,	33	0.067	067'01	1000,0>
Ouest (2)	Basses terres	153	81,4	49,6	4,0	2		7 199	26,0	131,3	3,5	5		20,716	0,015
3	Hautes terres	13 789	6'98	59,1	0,5	,	,	1116	32,6	31,5	6'0		000	3,51	<0,0001
Labrador (14)	Basses terres	5 506	80,0	52,1	2'0	-	1000'0>	138	27,0	17,7	1,5	4,°	0,039	8,712	<0,0001
	Hautes terres	953	86.8	38.5	1.2										
Ontario, Ouest (10)	Basses terres	1 00 1	73,7	52,1	1,6	1,1	<0,0001								
Territoires du Nord-Ouest. Grand lac de l'Ours	Hautes terres	906	29.7	36.7	1.2										
Nord-Est (5)	Basses terres	392	20,0	32,2	9,1	4,2	<0,0001							,	٠
	Hautes terres	16 330	58,3	33.7	0.3										
Haines boreales (7)	Basses terres	15 193	50,5	32,4	0,3	7,0	L000'0>								
W	Hautes terres	1 195	48,9	28,6	8,0		,000								
Oxford House, Manicoba (9)	Basses terres	629	44,4	17,5	6,0	<u>.</u>	1000'0>							,	
Démissaire de Demissa Des Missaire (45)	Hautes terres	1 539	44,7	19,8	9,5	•	20.0								
	Basses terres	279	42,9	21,7	6'0	<u>.</u>	0.0							,	
O Police Missessit (0)	Hautes terres	246	32,9	19,4	8'0	c	1000								
ac bakei, ivuliavut (ö)	Basses terres	989	25,9	16,7	9'0	0,2	000'0>							,	,
0 1100	Hautes terres							3 012	35,7	6,44	8,0	1,	0000		
olombie-britaniique, Est (b)	Basses terres							096	34,8	105,0	3,4	4,4	0,720	,	
Double of Missessine (A)	Hautes terres							311	25,7	16,4	6'0		107.0		
ile batnurst, nunavut (4)	Basses terres							95	24,1	16,3	1,7	ο,	0,421		
Doctor Marriella Connect (47)	Hautes terres	245	119,7	45,5	2,9		400	2 056	110,4	209,4	4,6	0 20	0.750	200.00	0.4605
Cap-brewn, Mouvelle-Ecosse (17)	Basses terres	110	122,7	72,8	6'9	6,2	40,0	634	106,3	455,4	18,1	0,02	0,733	78,83/	0,4003
Mountain frames (4.6)	Hautes terres	2 322	387,9	382,9	6'2	00 150	0 000	3 941	106,0	282,3	4,5	4	1000	11 7	1000
louverie-Ecosse (10)	Basses terres	1 099	400,1	321,6	2'6	20,132	0,3032	1 517	73,6	226,8	2,8	n, 0	1000'0>). 	1000,0>
Québos (18-30)	Hautes terres	550 052	127,6	149,9	9'0	3.5	1000	25 062	141,8	270,3	1,7	7.7	6000	90	-00001
debec (10-30)	Basses terres	18 209	116,1	155,3	1,2	5,	000,0	6 854	135,2	300,7	3,6	ŧ.	200,0	0,2	000,0
Zones fournissant des données sur les lacs et	Hautes terres	73 056	129,0	2'92	9,5	1 90	70001	79 115	119,9	131,7	9'0	2.6	70001	1,9	<0,0001
les ruisseaux	Basses terres	28 373	120,5	75,7	8,0	2		19 850	110,0	120,8	1,2	ì		2,9	<0,0001
Total		101 429	126,7	26,97	9'0			98 962	117,9	129,7	2'0			2.1	<0,0001
Toutes les zones	Hautes terres	88/ 96	113	51,8	2'0			988 28	0'96	140,2	1,4				
ones les zones	Basses terres	51 119	06	42,1	2'0			21 336	89,0	126,1	2,6				
			0,07		1										

En général, la concentration de mercure total dans les sédiments est de moins de 400 ppb dans le Nord du Canada, dans l'Arctique (régions 4, 8 et 15) et dans les zones alpines de la Colombie-Britannique et du Yukon (régions 2 à 6). Ces faibles concentrations de mercure total sont vraisemblablement le résultat : (i) d'une revolatilisation importante provoquée par la lumière du soleil du mercure accumulé sur des surfaces vierges, gelées et non gelées (Lalonde et al., 2002: Hammerschmidt et Fitzgerald, 2006: Kirk et al., 2006); (ii) des faibles apports solides transportés majoritairement dans le vent provenant du substrat rocheux exposé au soleil et de régolite à faible teneur en mercure (Cook et al., 2008); (iii) de courtes saisons de croissance et d'eau libre. limitant ainsi le piégeage du mercure atmosphérique par la végétation aquatique et terrestre (Diamond et al., 2003; Lahoutifard et al., 2005; Outridge et al., 2007). Toutefois, un couvert végétal plus important dans le bassin versant en amont entraîne une augmentation du captage et de la rétention du mercure soumis au transport atmosphérique. Cette relation s'explique par la forte liaison du mercure aux groupes de sulfures organiques. Dans ce cas, le mercure est ensuite stocké dans les accumulations de matière organique sur les sols et dans les sols des zones sèches et des zones humides. En général, le mercure capté dans la végétation augmente lorsque le couvert de la surface foliaire par superficie au sol augmente et la durée d'exposition des feuilles augmente (Bushev et al., 2008). Par conséquent, la concentration de mercure total dans les aiguilles des conifères est plus élevée que celle dans le feuillage des feuillus, et la concentration de mercure total dans les sédiments décroît dans l'ordre suivant : sols de forêt, prés, sols vierges et champs de glace.

En ce qui concerne les lacs, la concentration de mercure total dans les sédiments varie de moins de 20 ppb à 400 ppb, la moyenne étant de 45 ppb dans l'ensemble du bouclier boréal, couvrant l'Alberta, la Saskatchewan et le Manitoba ainsi que le Nord du Québec et le Labrador (régions 5, 7 et 9). Plus au sud, en Ontario et au Québec, la concentration de mercure total dans les sédiments varie également d'un lac à l'autre, mais la valeur moyenne est de 120 ppb (régions 10 à 30). En ce qui concerne les sédiments des cours d'eau, la concentration moyenne

de mercure total est légèrement plus faible, mais plus variable que celle des sédiments des lacs. particulièrement dans les régions 2, 11, 13, 14, 16 et 17. Cette différence s'explique probablement par l'accumulation graduelle et continue de minéraux à grains fins plutôt que de minéraux à grains grossiers dans les sédiments des lacs. l'apport progressif de matière organique de sources aquatiques et terrestres ainsi que la décomposition continue et de l'humification de ces éléments, combinées en partie à l'insolubilisation accrue liée à la formation du sulfure mercurique (Gray et al., 2002: Ravichandran. 2004; Sanei et Goodarzi, 2006; Skyllberg, 2009). Par contre, le mercure total dans les sédiments tend à être remis en suspension et remplacé par divers processus, dont l'action des vagues, la bioturbation et l'affouillement du lit pendant la débâcle et les périodes de haut débit. Le mercure fixé aux sédiments reprend sa phase aqueuse tout en demeurant fixé à la matière organique dissoute et particulaire (Bengtsson et Picado, 2008). Selon l'exposition à la lumière, le mercure total présent dans la matière organique dissoute et la matière organique particulaire pourrait subir des réactions photochimiques entraînant une volatilisation et une libération de Hq⁰.

La concentration movenne de mercure total dans les sédiments est généralement plus élevée dans les lacs (113 ppb) et les cours d'eau (99 ppb) des hautes terres que dans les lacs (75 ppb) et les cours d'eau (67 ppb) des basses terres. Ces différences s'accentuent lorsque la taille de l'échantillon par région d'étude augmente. En principe, les sédiments des hautes terres présentent plus de mercure total que les sédiments des basses terres, car les sédiments provenant de minéralisations importantes de mercure à l'échelle locale des hautes terres se combineraient graduellement aux sédiments des sources faibles en mercure. On peut donc s'attendre à ce que le mercure total dans les sédiments diminue plus l'ordre du cours d'eau augmente. Cet ordre augmente (1 à 2, 3, etc.) à la confluence des segments de cours d'eau du même ordre. Il y aurait également une rétention accrue des sédiments et donc une diminution du transfert du mercure total dans les sédiments vers les paysages lorsque les composantes des zones humides et des terres humides gagnent en importance. La figure 3b.4

montre cet effet par une représentation graphique du \log_{10} de mercure total en fonction du rapport entre la superficie de zone humide et la superficie du bassin versant (A_W/A_B).

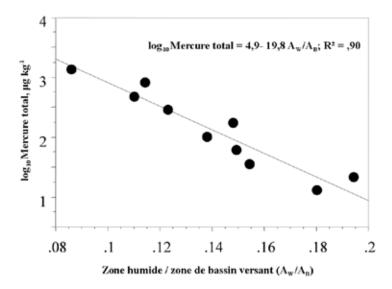


FIGURE 3B.4 Point milieu de chacune des dix strates de \log_{10} de mercure total (ppb) dans les sédiments de cours d'eau de la région d'étude détaillée au Yukon en fonction du rapport entre la superficie de zone humide et la superficie du bassin versant (A_{W}/A_{B}) en amont de chacun des 1 600 sites d'échantillonnage sélectionnés par la Commission géologique du Canada. La figure montre également la droite de régression pour les points ouverts et fermés.

En général, les valeurs du mercure total dans les sédiments inférieures à 1 500 ppb sont plus élevées le long des régions peuplées du sud de l'Ontario et du Québec, mais diminuent vers les régions plus froides et éloignées de l'est, du nord et de l'ouest. Ces valeurs présentent une corrélation positive avec les taux de dépôt atmosphérique du mercure calculés à l'aide du modèle GRAHM (mercure total, prévisions de 2005; figure 3b.5, $R^2 = 0.70$, valeur prédictive < 0,0001) après l'exclusion des données des points sensibles pour le mercure total du Québec, de la Nouvelle-Écosse, du bassin de Selwyn (région d'étude 3) et de la région d'étude à l'est du Grand lac de l'Ours (région d'étude 5). Dans les 30 régions d'étude, les prévisions du modèle GRAHM pour les sédiments (25 sur 25 km2) sont trop graduelles pour déceler toute corrélation entre le mercure total

dans les sédiments et le mercure total à l'intérieur d'une zone définie dans le modèle GRAHM. Toutefois, même à petites échelles, l'expérience a montré que les panaches locaux avaient tendance à être plutôt étroits. Des données doivent donc être recueillies sur une période de plusieurs années pour couvrir les régions en aval du bassin versant de façon plus ou moins égale plus la distance entre la source et le récepteur augmente (Bourque et Arp, 1996). Voici d'autres variables qui accentuent les variations des dépôts de mercure total à l'échelle locale : vents dominants, topographie, étendue du couvert végétal et schémas de perturbations locaux (utilisation des terres, incendies, érosion, exploitation minière).

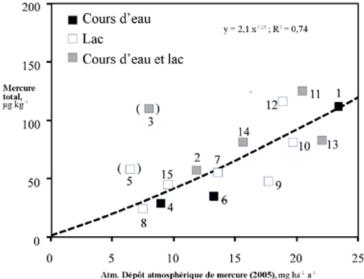


FIGURE 3B.5 Concentration moyenne de mercure total (régions d'étude 1 à 15 de la Commission géologique du Canada; les régions présentant une concentration supérieure à 1 500 ppb sont exclues) par rapport aux prévisions du modèle GRAHM 2005 pour les dépôts atmosphériques totaux de mercure, avec droite de régression pour toutes les régions d'étude, sauf les régions 3 et 5.

3b.3.1 Données détaillées sur la régression

Les résultats des analyses de régression présentées au tableau 3b.2 montrent qu'environ de 40 à 50 % des variations du log₁₀ de mercure total peuvent être déduites à partir d'autres variables des sédiments figurant dans la base de données de la Commission géologique du Canada. Dans la plupart des cas, la perte par calcination est la variable de régression la plus significative pour le mercure total. Il existe également une corrélation positive entre le mercure total et les variables comme les substances Ag, Cd, Cu, Pb, Sb, S, Se et Zn (tableau 3b.3), mais les corrélations individuelles varient selon les zones et les régions. Dans certains cas, les concentrations des métaux lourds et du soufre total peuvent constituer des variables de régression plus significatives pour le mercure total, comme le montre le tableau 3b,2 pour les sédiments des lacs situés près de Sakami, au Québec. L'ajout de calcium (lorsque présent) à l'ensemble des variables de régression améliorait également la qualité de l'ajustement pour le mercure total, vraisemblablement en raison de la correction en fonction de la portion calcaire de la perte par calcination le cas échéant. Toutefois, les données sur le calcium et le soufre total étaient accessibles pour quelques régions du Québec seulement. Parmi les autres corrélations significatives pour le mercure total, notons les facteurs tels que le site d'échantillonnage (concentration de mercure total dans les cours d'eau inférieure à celle dans les lacs), la profondeur du lac (positive), l'ordre du cours d'eau, le débit, la largeur, la profondeur (toutes négatives) et le rapport entre la superficie de zone humide et la superficie du bassin versant. Au Canada, la latitude et la longitude font également partie de la liste des variables de régression, la concentration de mercure total diminuant généralement de l'est vers l'ouest et du sud vers le nord. Cette diminution est liée au passage des régions tempérées aux régions froides, arctiques et alpines ainsi qu'à la tendance à la baisse en matière de dépôts atmosphériques montrée à la figure 3b.5. Seules les principales variables ont été retenues pour les modèles de régression figurant au tableau 3b.2.

La relation entre le mercure total et la perte par calcination est examinée de façon plus détaillée par la représentation graphique du log₁₀ de mercure total

par rapport à la perte par calcination aux figures 3b.6 et 3b.7, qui affichent des tendances curvilignes. Les résultats montrent que la concentration de mercure total augmente, passant d'environ 10 ppb à une concentration se stabilisant à une valeur équivalente à une perte par calcination supérieure à 50 %. De plus, les valeurs du mercure total augmentent de façon marquée et atteignent un sommet à des valeurs faibles de la perte par calcination, puis se stabilisent à la valeur de la perte par calcination supérieure à 50 % approximativement. Les valeurs du mercure total diminuent lorsque la valeur de la perte par calcination atteint environ 100 %, dans certains cas. La relation entre la valeur maximale de mercure total et les valeurs faibles de la perte par calcination est plus marquée dans le cas des sédiments de cours d'eau alpins en Colombie-Britannique et au Yukon. En ce qui concerne les lacs, les maximums sont atteints de facon plus graduelle et correspondent à des valeurs plus élevées de la perte par calcination. En revanche, les représentations graphiques du log, o de mercure total par rapport à la perte par calcination pour les lacs le long des plaines boréales (de l'Alberta au Manitoba et plus au nord jusqu'à la presqu'île Melville au Nunavut) sont plutôt planes, sauf aux valeurs faibles et élevées de la perte par calcination. En ce qui concerne la fréquence, 90 % de toutes les valeurs de la perte par calcination pour les sédiments des cours d'eau sont inférieures à 10 %. Dans le cas des lacs, les valeurs de la perte par calcination sont réparties plus uniformément (plage de 0 à 100 %). et le maximum est atteint à la valeur de la perte par calcination d'environ 35 % (figure 3b.8).

La tendance à la hausse graduelle des valeurs du mercure total correspondant approximativement à la valeur de la perte par calcination de 50 % est vraisemblablement attribuable à l'augmentation de l'incorporation du mercure lié à la matière organique dans les sédiments des lacs et des cours d'eau. En général, on observe une tendance semblable lorsqu'on réalise la représentation graphique du mercure total dans l'eau des lacs et des cours d'eau par rapport aux concentrations de carbone organique dissous (Meng *et al.*, 2005). Il se peut que les valeurs à la baisse correspondant approximativement à la valeur de la perte par calcination de 100 % dans les sédiments de certains lacs soient attribuables à un faible degré d'humification de la matière organique

TABLEAU 3B.2 Résultats de l'analyse de régression multiple mettant en relation le mercure total ou le log₁₀ de mercure total et la perte par calcination, les substances Ca, Cu, Co, Cd, Pb, Sb, Zn et d'autres variables ayant une incidence significative dans les régions d'échantillonnage des lacs et des cours d'eau sélectionnées par la Commission géologique du Canada

	Variables	Coeff.	Erreur- type	Valeur t	Valeur p		Variables	Coeff.	eff. Erreur- type	Valeur t	Valeur p
log ₁₀ Mercure total	Interception	2.059	0.0094	218.1	<.0001	Mercure total	Interception	0.27	0.01	22.1	<.0001
Lacs ailleurs sauf Nouvelle-Écosse et Quebéc	log ₁₀ Perte par calcination	0.2995	0.0023	130.9	<.0001	Lacs du continent, Nouvelle-Écosse	LOI	0.0021	0.0003	6.3	<.0001
	log ₁₀ Cu	0.2368	0.0024	97.8	<.0001		Pb	0.01	0.00	9.3	<.0001
	log ₁₀ Zn	0.1343	0.0032	41.6	<.0001	R ² = 0.037, n = 3,349					
	Zone du lac	-0.0259	0.0010	-25.5	<.0001	Mercure total	Interception	42.90	6.20	42.9	<.0001
	Profondeur du lac, m	0.0028	0.0001	24.0	<.0001	Lacs et cours d'eau, Cap-Breton, Nouvelle-Écosse	Perte par calcination	1.85	0.16	11.5	<.0001
$R^2 = 0.492$	Longitude	0.0032	0.0001	78.4	<.0001	THOUTOIRO EUGOGO	Cu	0.57	0.05	12.5	<.0001
n = 102,582	Latitude	-0.0184	0.0002	-119.9	<.0001	$R^2 = 0.444, n = 354$					
log, Mercure total	Interception	0.8761	0.0141	62.2	<.0001	log, Mercure total	Interception	0.942	0.02	47.8	< 0.0001
Cours d'eau ailleurs sauf Nouvelle-Écosse et Quebéc	log ₁₀ Perte par calcination	0.4105	0.0039	106.2	<.0001	Cours d'eau, bassin de Selwyn, Yukon	log ₁₀ Perte par calcination	0.304	0.006	47.8	<0.0001
	log ₁₀ Cu	0.1046	0.0043	24.4	<.0001		log ₁₀ Cu	0.224	0.008	27.8	<0.0001
	log ₁₀ Zn	0.3753	0.0049	76.6	<.0001		log ₁₀ Cd	0.213	0.005	39.6	<0.0001
	Cours d'eau largeur, m	-0.0013	0.0001	-17.6	<.0001		log ₁₀ Zn	0.182	0.009	19.4	<0.0001
	Cours d'eau profondeur, m	0.0038	0.0004	9.1	<.0001		Cours d'eau largeur, m	-0.012		-10.7	<0.0001
$R^2 = 0.415$	Longitude	-0.001	0.0001	-14.2	<.0001	$R^2 = 0.488$	Cours d'eau profondeur, m	0.131	0.009	14.7	<0.0001
n = 51,853	Latitude	-0.0093	0.0003	-31.7	<.0001	n = 22,327	Cours d'eau ordre	-0.040	0.003	-13.6	<0.0001
log ₁₀ Mercure total	Interception	1.37	0.025	259.4	<.0001	log ₁₀ Mercure total	Interception	1.66	0.03	48.8	<.0001
Lacs et cours d'eau, Quebéc	log ₁₀ Perte par calcination	0.154	0.001	169.6	<.0001	Cours d'eau, Temiscamengue, Quebéc	log ₁₀ Perte par calcination	0.33	0.02	20.2	<.0001
	logPb	0.069	0.001	50.9	<.0001		logNi	0.15	0.03	5.1	<.0001
	logNi	0.086	0.001	53.8	<.0001		logSb	0.12	0.02	6.0	<.0001
$R^2 = 0.427$	log ₁₀ Sb	0.108	0.001	91.4	<.0001		log ₁₀ Cu	0.20	0.03	7.3	<.0001
n = 70,791	logCa	-0.077	0.002	-50.9	<.0001	$R^2 = 0.467$	log ₁₀ Zn	0.13	0.03	4.9	<.0001
						n = 1,621	log ₁₀ Sn	0.13	0.03	3.9	0.0001
log ₁₀ Mercure total	Interception	1.54	0.04	40.8	<.0001	Mercure total	Interception	17.3	2.26	7.7	< 0.0001
Lacs et cours d'eau, Sakami Quebéc	log ₁₀ Perte par calcination	0.12	0.02	7.68	<.0001	Lacs nord-est de Great Bear Lake	Perte par calcination, %	0.53	0.04	14.2	<0.0001
$R^2 = 0.385, n = 1,772$	$ \begin{array}{c ccccccccccccccccccccccccccccccccccc$	Zone du lac, km²	0.33	0.01	23.4 6.8	<0.0001					
H= 0.300, II = 1,772	log ₁₀ Sb	0.15	0.02	5.9	<.0001	n = 1,296	Profondeur du		0.11	6.8	<0.0001
log ₁₀ Mercure total	Interception	1.98	0.11	17.7	<.0001	Mercure total	lac, m Interception	1.70	1.20	1.40	0.17
Lacs seulement avec with TS, Sakami, Québec	log ₁₀ TS	0.26	0.03	7.6	<.0001	Cours d'eau, Île Bathurst	Perte par calcination, %	0.503	0.072	7	<.0001
	log ₁₀ Cu	0.35	0.05	7.1	<.0001	$R^2 = 0.415$	Zn, ppb	0.123	0.006	16	<.0001
$R^2 = 0.526, n = 218$	log ₁₀ Sb	0.15	0.02	5.9	<.0001	n = 418	Co, ppb	1.44	0.16	8.8	<.0001
Mercure total	Intercept	34.4	3.8	9.1	<.0001	log ₁₀ Mercure total	Intercept	2.11	0.02	98.7	<0.0001
Lacs, Snegamook Lac environnement, Labrador	log ₁₀ Perte par calcination	1.29	0.10	12.3	<.0001	Lacs, Fosse du Labrador, du Québec	log ₁₀ Perte par calcination	0.141	0.008	17.4	<0.0001
	log ₁₀ Cu	0.48	0.05	10.1	<.0001		log ₁₀ Sb	0.301	0.011	27.4	<0.0001
$R^2 = 0.685$	log ₁₀ Ag	93.4	4.9	19.2	<.0001	$R^2 = 0.685$	log ₁₀ Ag	0.273	0.01	26.2	< 0.0001
n = 1357	log ₁₀ Cd	38.9	2.2	17.3	<.0001	n = 3576	logCr	0.163	0.008	21	<0.0001
log ₁₀ Mercure total	Interception	0.522	0.079	6.6	<.0001	log ₁₀ Mercure total	Interception	0.87	0.02	59.7	<0.0001
Lacs, Laronde - Flin Flon	log ₁₀ Perte par calcination	0.423	0.037	11.5	<.0001	Cours d'eau et lacs, Nouveau-Brunswick	log ₁₀ Perte par calcination	0.588	0.008	90.4	<0.0001
$R^2 = 0.685$	log ₁₀ Pb logCu	0.426	0.041	10.4 4.8	<.0001 <.0001	$R^2 = 0.611$	logPb logZn	0.115 0.072	0.009	13.5 8.1	<0.0001 <0.0001
n = 615	iogou	0.234	0.048	7.0	<.000 I	n = 7746	IUYZII	0.012	0.003	J. I	<u> </u>
11 – 013			<u> </u>		l	11-1140				l	

Unités: Perte par calcination and sulfur total en %; tous $\log_{10}(\text{Imétaux})$ en ppb. Cours d'eau ordre: augmente de 1 par 1 chaque fois quand les cours d'eau du meme ordre fusionnes.

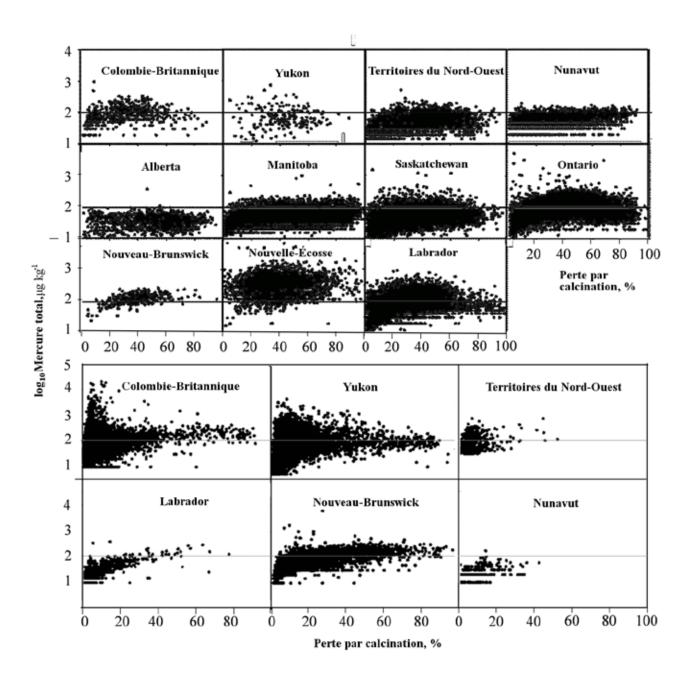


FIGURE 3B.6 Log₁₀ de mercure total (ppb) par rapport à la perte par calcination (%) selon la province et le territoire. Les données utilisées sont celles des sites d'échantillonnage des sédiments de cours d'eau de la CGC au Canada, sauf au Québec et en Nouvelle-Écosse (aucune donnée sur la perte par calcination pour les cours d'eau). Les lignes pointillées représentent les limites inférieure et supérieure de 75 % de l'enveloppe de données ou la tendance moyenne. Les lignes supérieures laissent supposer que les sources géogéniques de mercure total seraient plus importantes que les sources de mercure total provenant principalement de l'atmosphère (ligne inférieure).

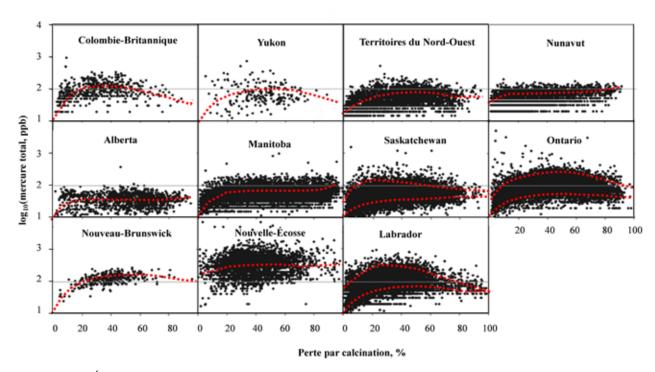


FIGURE 3B.7. Échantillonnage des sédiments des lacs de la Commission géologique du Canada selon la province et le territoire au Canada, sauf au Québec. Log₁₀ de mercure total (ppb) par rapport à la perte par calcination (%). Les lignes pointillées représentent les limites inférieure et supérieure de 75 % de l'enveloppe de données ou la tendance moyenne.

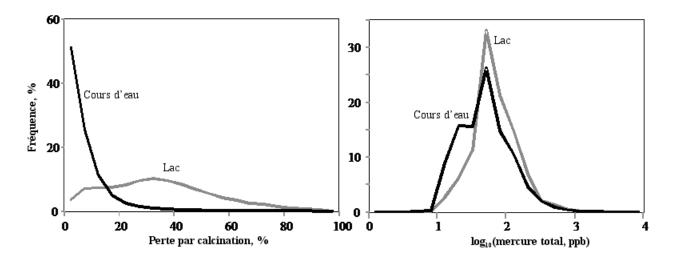


FIGURE 3B.8 Représentations graphiques de la fréquence à partir des registres de données de la CGC pour la perte par calcination (panneau de gauche) et le log₁₀ de mercure total (panneau de droite).

à la suite duquel la concentration de mercure total demeure faible. Par contre, les valeurs à la hausse du mercure total correspondant approximativement à la valeur de la perte par calcination de 100 % peuvent s'expliquer par une transformation graduelle et une accumulation du mercure lié à la matière organique dans le HgS minéralisé. Dans les régions où le log₁₀ de mercure total augmente rapidement au départ avant de se stabiliser à une valeur de la perte par calcination d'environ 50 %, on peut croire que des sources géogéniques de mercure sont présentes dans les régions du bassin versant du lac ou du cours d'eau situées en amont des sites d'échantillonnage de la Commission géologique du Canada (Campbell, 2011). Dans l'ensemble, pour les régions d'étude relativement plates du nord-est de l'Alberta, du nord du Manitoba et du Nunavut, la courbe de la relation entre le log₁₀ de mercure total et le profil de la perte par calcination est plus plate.

Si on pose l'hypothèse selon laquelle la perte par calcination est en grande partie de la matière organique et que la valeur représentative du mercure total est de 200 ppb lorsque la perte par calcination est de 20 % ou que le carbone total est de 10 %,

on obtient un rapport entre le mercure total et le carbone total de 2 ppm. Ce rapport est semblable à celui entre le mercure total et le carbone total pour la matière organique dissoute et la matière organique en suspension dans l'eau (matière organique particulaire). En général, ce rapport diminue à environ 0,4 ppm lorsque la perte par calcination, la matière organique dissoute et la matière organique particulaire augmentent et le taux de décomposition de la matière organique diminue. Par conséquent, le rapport entre le mercure total et carbone total pour la matière organique transportant du mercure se situe toujours plus ou moins dans la même plage, que la matière organique soit dissoute, en suspension ou déposée. Kainz et Lucotte (2006) ont mentionné une tendance semblable pour le mercure total et la matière organique dissoute à l'interface sédiments-eau pour les lacs dont le bassin versant de zone sèche compte une superficie de zone humide inférieure à 15 %. Dans le cas des lacs dont le bassin versant compte une superficie de zone humide plus importante, la concentration de mercure total à l'interface sédiments-eau diminuerait avec l'augmentation des concentrations de matière organique dissoute.

TABLEAU 3B.3 Exemple de coefficients de corrélation de Pearson entre des concentrations d'éléments totaux sélectionnées (après transformation logarithmique) et des caractéristiques des chenaux de cours d'eau et des bassins en amont de 1 600 sites d'échantillonnage de la Commission géologique du Canada au Yukon (adapté de Nasr et Arp, 2011)

	log ₁₀ (Hg)	log ₁₀ (Cd)	log ₁₀ (Ag)	log ₁₀ (Cu)	log ₁₀ (Zn)	log ₁₀ (Sb)	log ₁₀ (LOI)	Cours d'eau ordre	Debit du cours d'eauª	Cours d'eau largeur, m	Cours d'eau profonde, m	(A _W /A _B) ^{0.5}
log ₁₀ (Hg)	1.00											
log ₁₀ (Cd)	0.66	1.00										
log ₁₀ (Ag)	0.48	0.56	1.00									
log ₁₀ (Cu)	0.50	0.60	0.50	1.00								
log ₁₀ (Zn)	0.63	0.82	0.55	0.65	1.00							
log ₁₀ (Sb)	0.40	0.57	0.39	0.44	0.57	1.00						
log ₁₀ (LOI)	0.40	0.31	0.27	0.27	0.34	-0.09	1.00					
Cours d'eau ordre ^a	-0.05	-0.03	-0.08	-0.11	-0.01	0.09	-0.25	1.00				
Debit du cours d'eau ^b	-0.22	-0.12	-0.11	-0.11	-0.12	-0.03	-0.42	0.22	1.00			
Cours d'eau largeur, m	-0.09	-0.07	-0.09	-0.15	-0.05	0.05	-0.24	0.39	0.33	1.00		
Cours d'eau profonde, m	-0.18	-0.15	-0.12	-0.16	-0.16	-0.14	-0.07	0.20	0.13	0.23	1.00	
$(A_W/A_B)^{0.5}$	-0.32	-0.28	-0.13	-0.17	-0.31	-0.22	-0.12	0.01	0.03	0.01	0.08	1.00

^a L'ordre du cours d'eau augmente de 1, augmente par 1 quand les cours d'eau du meme joint

^b Le codage du debit des cours d'eau: stagant 0, lent 1, modérer 2, vite 3, torrentiel 4.

3B.4 DONNÉES PAR RÉGION

Les sections qui suivent portent sur les régions du Canada qui présentent des concentrations de mercure total dans les sédiments élevées ou faibles. Ces régions sont la Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick, diverses régions du Québec et de l'Ontario, le Manitoba et la Saskatchewan, les trois territoires ainsi que la Colombie-Britannique.

3b.4.1 Nouvelle-Écosse : Partie continentale, Cap-Breton, monts Cobequid

La Nouvelle-Écosse a un long passé de colonisation. de foresterie, d'exploitation minière et d'agriculture. Le sud-ouest de la province est devenu une région particulièrement préoccupante en ce qui a trait à la bioaccumulation du mercure en raison de la sensibilité observée des écosystèmes aquatiques et terrestres au mercure et aux dépôts atmosphériques acides (O'Driscoll et al., 2005). En fait, la concentration movenne de mercure total dans les sédiments des lacs du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse est d'environ trois fois supérieure à celle mesurée dans les sédiments des lacs du sud du Québec et de l'Ontario et d'environ dix fois supérieure ou plus à la concentration moyenne de mercure total dans les sédiments des lacs et des cours d'eau des régions nordigues et en haute montagne (tableau 3b.1). Le terrain du sud-ouest est formé d'un réseau complexe de lacs, de cours d'eau et de zones humides entrecoupés de sols minces à texture grossière provenant de till reposant sur du grauwacke d'influence tectonique et magmatique (Cambrien) et des formations de substrat rocheux d'ardoise (Ordovicien), intercalées de minéralisation plus marquée associée à des granitoïdes riches en biotite (plutons du Dévonien supérieur). Les valeurs du mercure total sont également élevées dans les sédiments de certains cours d'eau qui drainent les monts Cobequid formés de roches de l'âge précambrien à l'âge dévonien riches en minéraux et complexes sur le plan géologique (Pe-Piper et Piper, 2003) ainsi que dans les sédiments des lacs et des cours d'eau provenant des formations de schiste ampélitique riche en carbone du Cap-Breton (figure 3b.3). Ici, les concentrations de mercure total

les plus élevées sont généralement associées aux minéralisations du Dévonien et du Jurassique (Smith *et al.*, 2005).

L'analyse de 2 652 sites d'échantillonnage de lacs et de cours d'eau au Cap-Breton montre que la concentration de mercure total dans les sédiments diminue des cours d'eau d'ordre élevé à ceux d'ordre faible avec l'augmentation du pourcentage de superficie de zone humide dans le bassin, en amont de chaque site d'échantillonnage de la Commission géologique du Canada (tableau 3b.3). De plus, les concentrations de mercure total dans les sédiments des lacs et des cours d'eau étaient plus élevées en aval des marécages qu'en aval des marais, des tourbières oligotrophes ou des tourbières minérotrophes (valeur prédictive < 0.0001: figure 3b.9). Toutefois, en règle générale, le mercure total transporté par le carbone organique dissous augmentait selon le pourcentage de superficie de zone humide par bassin (Jutras et al., 2011). Par conséquent, les portions de zone humide des paysages piègent les sédiments qui transportent le mercure, mais transfèrent une partie de l'apport total du mercure vers l'aval par le débit des cours d'eau qui transportent le carbone organique dissous. Ces données confirment que la concentration de mercure total dans les sédiments diminue entre les lacs et les cours d'eau d'ordre faible et ceux d'ordre élevé. La comparaison des modèles de régression pour le mercure total dans les sédiments des lacs de la Nouvelle-Écosse indique une forte relation entre le mercure total et la perte par calcination dans les lacs et les cours d'eau du Cap-Breton, mais seulement une faible relation entre le mercure total et la perte par calcination dans les lacs de la partie continentale.

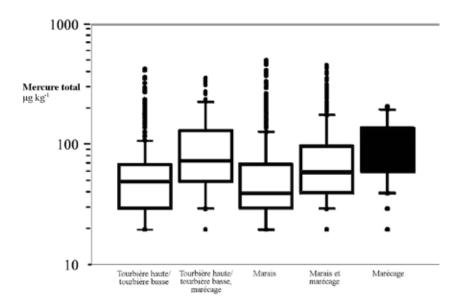


FIGURE 3B.9 Tracé en rectangle et moustaches des concentrations de mercure total dans les sédiments (ppb) des cours d'eau du Cap-Breton selon le type de zone humide en amont

TABLEAU 3B.4 Mercure total (ppb), superficie du bassin (AB), superficie de zone humide (AW) et rapports moyens entre la superficie de zone humide et la superficie du bassin (AW/AB; %) selon la strate du log10 de mercure total pour certains sites d'échantillonnage des sédiments de lacs et de cours d'eau au Cap-Breton (Nouvelle-Écosse)

		Zone de	bassin versant	A /A 0/				
log ₁₀ (Mercure total, ppb)		$A_{_{\rm B}}$	A_{w}	A _W //	A _B , %			
	n		ha	par bassin	à travers le basin			
2.40 - 2.78	143	6.3	0.6	7.1	8.8			
1.85 - 2.40	887	4.7	0.5	8.2	11.4			
1.30 - 1.85	1,363	6.9	1.2	13.3	17			
1.0 - 1.30	259	10.1	2.2	15.5	21.8			

3b.4.2 Nouveau-Brunswick

Contrairement à la Nouvelle-Écosse, les concentrations de mercure total dans les sédiments des lacs et des cours d'eau du Nouveau-Brunswick sont faibles, malgré la similarité entre le climat, la végétation et les taux de dépôts atmosphériques des deux provinces (figure 3b.3). Cette différence s'explique en partie par les formations du substrat rocheux de l'âge cambrien à l'âge dévonien plus récentes des hautes terres du sud et du nord-ouest du Nouveau-Brunswick. La principale exception à ces formations est la plaine carbonifère qui couvre certaines régions du Nouveau-Brunswick, toute l'Île-du-Prince-Édouard et la Nouvelle-Écosse, Les dépôts houillers au centre du Nouveau-Brunswick présentent des concentrations particulièrement élevées de soufre et de mercure total. C'est pourquoi on a décelé des concentrations élevées de soufre et

de mercure dans l'air et des récepteurs biologiques en aval de la centrale thermique alimentée au charbon. maintenant démolie, de Grand Lac au Nouveau-Brunswick (figure 3b.10; Bourque et al., 1996; Jardine et al., 2008), Ailleurs au Nouveau-Brunswick, les concentrations de mercure total dépassent rarement 400 ppb. Or. lorsque c'est le cas, ces concentrations sont mesurées seulement dans des régions touchées par des activités minières (concentrations supérieures à 1 000 ppb) qui se trouvent en aval d'une mine d'or abandonnée à Murray Brook, dans le nord du Nouveau-Brunswick (Al et al., 2006), Dans les sédiments des lacs et des cours d'eau, la perte par calcination était la variable la plus importante relativement aux variations de mercure total, suivie du plomb et du zinc. Ces variables combinées (perte par calcination, plomb et zinc) représentent 61 % des variations des concentrations de mercure total dans les lacs et les cours d'eau au Nouveau-Brunswick.

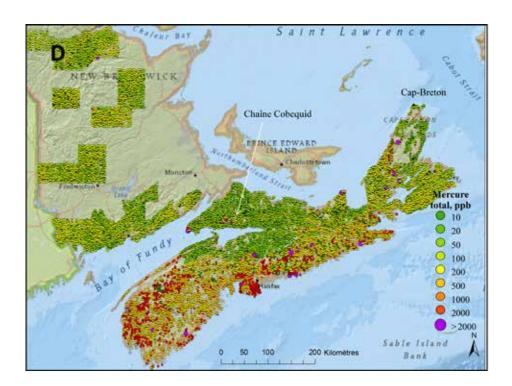


FIGURE 3B.10 Mercure total (ppb) dans les sédiments des lacs et des cours d'eau en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick

3b.4.3 Québec

Les sites d'échantillonnage qui présentent des variations de mercure total semblables dans les lacs et les cours d'eau du Québec sont aussi nombreux que ceux du reste du Canada (tableau 3b.1) et suivent les mêmes tendances en ce qui a trait à la relation entre le log₁₀ de mercure total et la perte par calcination. Ces tendances sont illustrées à la figure 3b.11 selon le site d'échantillonnage de la Commission géologique du Canada et la province géologique (figure 3b.12). Une province géologique est une région qui possède ses propres caractéristiques géologiques. Voici ce qu'on observe dans ces figures : (i) les variations globales du mercure total augmentent avec l'augmentation du nombre d'échantillonnages par province géologique; (ii) les parties inférieures des représentations graphiques du mercure total par rapport à la perte par calcination s'expliquent vraisemblablement par la présence de

zones sans minéralisation du mercure particulaire dans les parties du bassin versant en amont des parcelles d'échantillonnage; (iii) dans les zones où il y a minéralisation du mercure, on note des différences jusqu'à deux ou trois ordres de grandeur des concentrations de mercure total entre les sites d'échantillonnage; (iv) dans le cas des zones d'échantillonnage d'Abitibi-Pontiac et de Grenville, on note une distinction entre les valeurs faibles et élevées de mercure total plus nette dans les cours d'eau que dans les lacs, ce qui est sans doute lié à un plus grand mélange et à une plus forte persistance des sédiments des lacs que des sédiments des cours d'eau; (v) la variation du mercure total dans les sédiments des lacs est plus importante dans les provinces géologiques plus anciennes et leurs sousprovinces (p. ex. lac Supérieur, Churchill) que dans les formations de substrat rocheux plus récentes (p. ex. plateformes de Grenville, des Appalaches, de la baie d'Hudson et du Saint-Laurent). Cette variation est sans

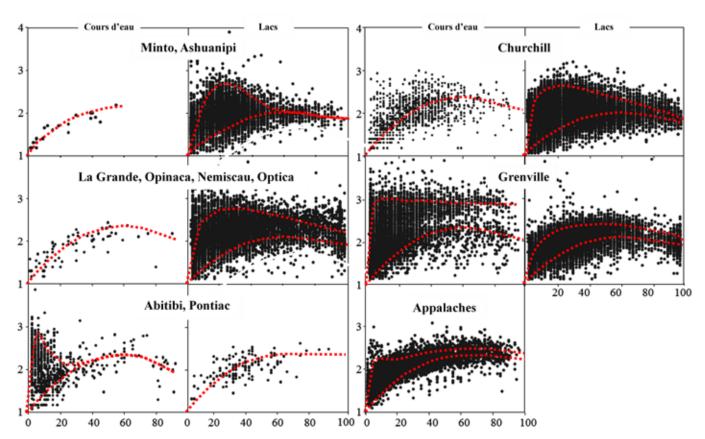


FIGURE 3B.11 Sites d'échantillonnage des sédiments des lacs de la Commission géologique du Canada au Québec. Représentations graphiques du log10 de mercure total (ppb) par rapport à la perte par calcination (%) selon la province géologique ou un ensemble de sous-provinces. Les lignes pointillées représentent les limites inférieure et supérieure de 75 % de l'enveloppe de données ou la tendance moyenne.

doute liée à une ablation accrue qui entraîne dans les formations de substrat rocheux plus anciennes une exposition plus importante des intrusions magmatiques anciennement d'origine profonde. Certaines de ces tendances sont illustrées plus en détail ci-après pour les régions du Témiscamingue, de Sakami et de Schefferville où les plages de mercure total dans les sédiments des lacs et des cours d'eau sont de moins de 20 à plus de 1 000 ppb.

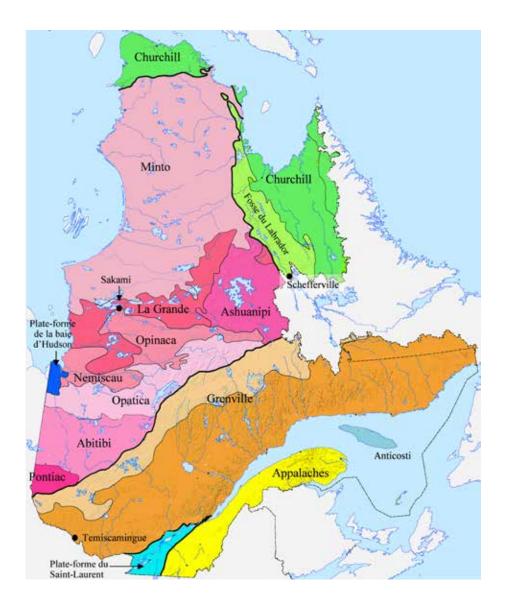


FIGURE 3B.12 Provinces géologiques et échelle géochronologique au Québec. Les sous-provinces sont également indiquées : province du lac Supérieur (rose; principalement Néoarchéen), Grenville (brun, principalement Protérozoïque moyen) et Churchill (vert; principalement Paléoprotérozoïque). Les autres provinces géologiques sont l'orogène des Appalaches, ou les Appalaches (jaune, varie entre Cambrien, Ordovicien et Dévonien), la plate-forme de la baie d'Hudson (bleu foncé, Silurien) et la plate-forme du Saint-Laurent (bleu clair, Cambrien à Ordovicien).

3b.4.4 Témiscaming et région du Témiscamingue, Québec et Ontario

La région du Témiscamingue, à l'est de la rivière des Outaouais, s'étendant de Témiscaming à Dawson Point, repose sur un substrat rocheux plutonique (gneiss du Néoarchéen) qui a été soumis à des processus métamorphiques il y a environ 2,6 milliards d'années causés par un point chaud de magma sous-jacent (JER Informatique, 2007). Cette région a été soumise à d'autres soulèvements et apports de magma il y a environ 2,2 milliards d'années, ce qui a entraîné des minéralisations considérables de l'argent et du cobalt. Il y a environ 180 millions d'années, le morcèlement du supercontinent Pangée a mené à la formation du graben d'Ottawa-Bonnechère rempli de sédiments, le lac Témiscamingue remplissant une partie du bras du nord. Tous ces facteurs, combinés à l'ablation de la surface par l'érosion par la glace, l'eau et le vent, ont fait remonter à la surface une bonne partie de ces minéralisations, initialement d'origine profonde. C'est pourquoi on note dans les sédiments des différents

cours d'eau de nombreuses concentrations faibles et des concentrations exceptionnellement élevées dans le terrain s'étendant de l'est de Témiscaming à Ville-Marie (figure 3b.13, A) [mercure total = 488 ± 588 ppb: min. = 10 pbb. max. = 9 392 ppb: n = 3530]. Dans cette région, les concentrations de mercure total présentent une corrélation significative avec la perte par calcination, et les variables Ni, Cu, Zn, Sb et Sn font également partie du modèle de régression du log₁₀ de mercure total (tableau 3b.2). Par contre, les concentrations de mercure total dans les sédiments des cours d'eau avant fait l'obiet d'études de la Commission géologique du Canada au sud du lac Simard, qui reposent sur de la jotunite et de la syénite du Néoarchéen (figure 3b.13, B), sont plus faibles et varient moins (mercure total = 26 ± 20 ppb. min. = 5 ppb. max. = 160 ppb: n = 471). En comparaison, les valeurs du mercure total dans les sédiments des cours d'eau, qui reposent sur des formations de substrat rocheux intrusives mafigues du Paléoprotérozoïque, au sud de Ville-Marie (figure 3b.13, C), sont de 120 ± 53 ppb (min. = 35 ppb, max. = 271 ppb; n = 101).

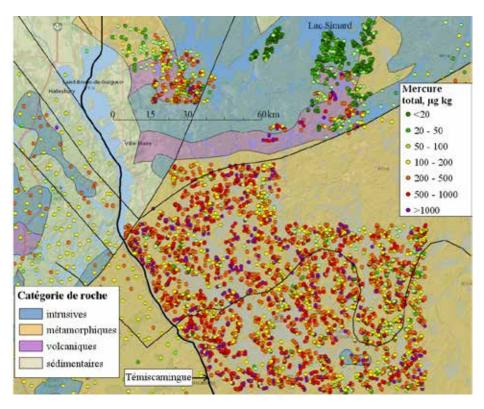


FIGURE 3B.13 Concentrations de mercure total (ppb) dans les sédiments de cours d'eau dans la région du Témiscamingue (Québec), à l'est de la rivière des Outaouais. Les régions où les variations des concentrations sont élevées, intermédiaires et faibles sont désignées par A, B et C, respectivement.

3b.4.5 Sakami, Québec

Dans la ceinture volcanique de La Grande, au nord et immédiatement au sud-ouest de Sakami, les concentrations élevées de mercure total (figure 3b.14) mesurées dans les sédiments des lacs et des cours d'eau s'expliquent vraisemblablement par la formation de failles du Protérozoïque précoce, les extrusions volcaniques et la minéralisation subséguente (il y a environ 2,2 milliards d'années; Ciesielski, 1991; Mercier-Langevin et al., 2012). Dans cette région, il existe une forte corrélation entre le mercure total et le cuivre, mais pas avec d'autres éléments lourds ou la perte par calcination (tableau 3b.2). Lorsque l'analyse de régression ne tient compte que des sites ayant des valeurs de soufre total, la perte par calcination ne fait plus partie de la liste des variables significatives. Dans ce cas, le soufre total éclipse les variations provoguées par la perte par calcination lorsque ces deux facteurs sont utilisés comme variables de régression. Par conséquent, le mercure total ne présente pas toujours une forte corrélation avec la

perte par calcination, bien que ce soit généralement le cas lorsque les sources géogéniques de sulfure sont plus importantes que d'autres sources de mercure. Dans le bassin Opinaca plus ancien et relativement désertique au sud et au sud-est de Sakami, les concentrations de mercure total dans les sédiments du lac varient entre 100 et 1 000 ppb, et quelques sédiments présentent des concentrations supérieures ou inférieures à ces limites.

3b.4.6 Fosse du Labrador à Schefferville, Québec

Schefferville (figure 3b.15) et Labrador City (Ernst, 2007). La fosse se poursuit vers le sud-ouest jusqu'au cratère d'impact de 100 km, appelé lac Manicouagan, qui a été formé il y a 214 millions d'années (Ramezani *et al.*, 2007). Ce rift tectonique contient des roches volcaniques sédimentaires et du Protérozoïque précoce ayant été soumis à un métamorphisme intense ainsi qu'à une remontée

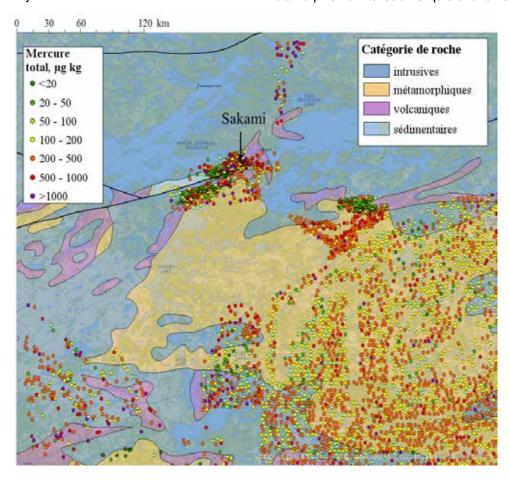


FIGURE 3B.14 Mercure total (ppb) dans les sédiments au sud-ouest de Sakami et le long du bassin Opinaca ayant fait l'objet d'un échantillonnage important

magmatique il y a 2,2 et 1,9 milliards d'années. Cette région a fait l'objet d'une vaste exploration géochimique, comme le montrent les sites rapprochés des études de la Commission géologique du Canada à la figure 3b.15. Les concentrations de mercure total dans les sédiments des lacs au nord de Schefferville sont les suivantes : valeur movenne de 190 ppb, et maximum de 1 400 ppb. Très peu de valeurs élevées ont été mesurées, ce qui laisse croire que l'exposition à la minéralisation des métaux lourds se produit seulement à l'échelle locale. L'analyse de régression met en relation le mercure total et la perte par calcination, l'antimoine, l'argent et le chrome (tableau 3b.2). Les sites d'échantillonnage rapprochés du mercure représentés dans la partie inférieure de la figure 3b.15 montre les faibles valeurs du mercure total (mercure total = 66.7 ppb. écart-type = 34 ppb. n = 255). Cette région se trouve sur une formation de tonalite (granodiorite) plutonique du Néoarchéen (la figure 3b.16 présente une version agrandie détaillée), ce qui montre que les roches plutoniques ont généralement une faible teneur en mercure total.

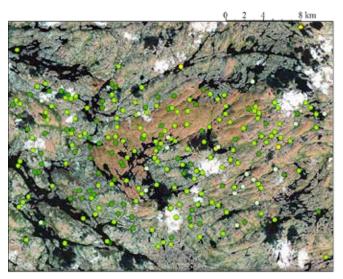


FIGURE 3B.16 Image agrandie de la surface de la région ayant fait l'objet de l'échantillonnage à la figure 3b.15 (Google, TerraMetrics, Digital Globe). Les détails indiquent une tendance générale de faibles concentrations de mercure total dans les terres nues et une tendance de plus faibles concentrations de mercure total dans les petits lacs et les étangs des hautes terres. La légende pour les points est la même que celle de la figure 3.15.

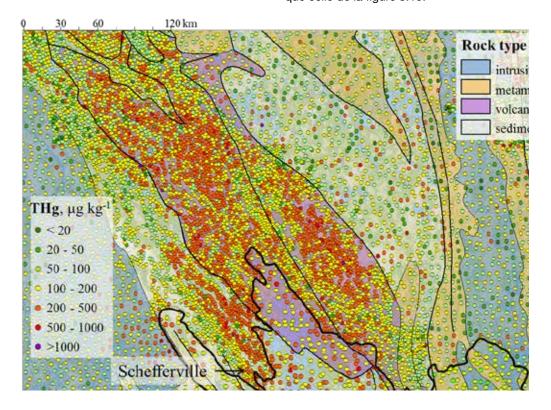


FIGURE 3B.15 Mercure total (ppb) dans les sédiments des lacs à l'intérieur et autour de la fosse du Labrador ayant fait l'objet d'un échantillonnage important à Schefferville (Québec). Les sites d'échantillonnage rapprochés de mercure total (voir la partie inférieure, illustrée à la figure 3b.17) se trouvent sur une formation de tonalite (granodiorite) du Néoarchéan. La ligne noire représente la frontière entre le Québec et le Labrador.

3b.4.7 Lac Snegamook, Labrador

La ceinture minérale centrale du Labrador (figure 3b.17) s'est formée à la suite de plusieurs épisodes de minéralisation de l'âge archéen à l'âge protérozoïque (de 2,7 à 1,2 milliards d'années), qui ont mené aux séquences de roches métavolcaniques dominées par la rhyolite où des roches intrusives sont disséminées. Les filons de Cu, Ni, U, Fe, Pb et F les plus minéralisés se trouvent au nord et au sud de la rivière Kanairiktok, qui s'écoule à l'est du lac

Snegamook (McCuaig et Taylor, 2005). L'analyse de régression des sédiments des lacs de la région met en relation le mercure total et la perte par calcination, le cuivre, l'argent et le cadmium (tableau 3b.2). Les concentrations moyennes et maximales de mercure total sont de 116 et 700 ppb, respectivement, et sont nettement inférieures à celles mesurées au nord de la région de Schefferville.

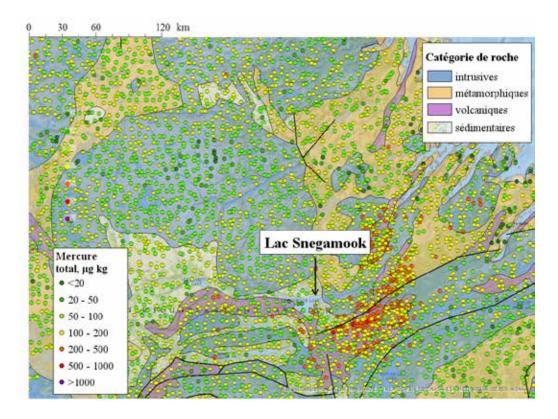


FIGURE 3B.17 Mercure total (ppb) dans les sédiments de cours d'eau autour d'un point sensible local pour le mercure total au sud-est du lac Snegamook dans le sud-est du Labrador

3b.4.8 La Ronde, Saskatchewan et Flin Flon, Manitoba

La base de données de la Commission géologique du Canada contient de nombreux sites d'échantillonnage de sédiments de lacs le long du paysage du Bouclier canadien, de partiellement vierge à boisé, allant de la baie d'Hudson jusqu'en Alberta. La figure 3b.18 montre les concentrations de mercure total de La Ronde à Flin Flon et plus au nord. Les lacs où les échantillons ont été prélevés reposent tous sur des formations d'âge néoarchéen à paléoprotérozoïque. Les valeurs plus élevées de mercure total dans les

sédiments (points jaunes, oranges et rouges) sont généralement associées à des bassins versants de lacs dont le substrat rocheux est d'ultramafique à métamafique (Maxeiner *et al.*, 2004). Toutefois, les valeurs de mercure total plus élevées mesurées au nord de La Ronde sont associées à des sédiments du Paléoprotérozoïque. Les facteurs de contribution les plus significatifs en ce qui a trait à la variation du mercure total dans cette région sont la perte par calcination, le plomb et le cuivre (tableau 3b.2).

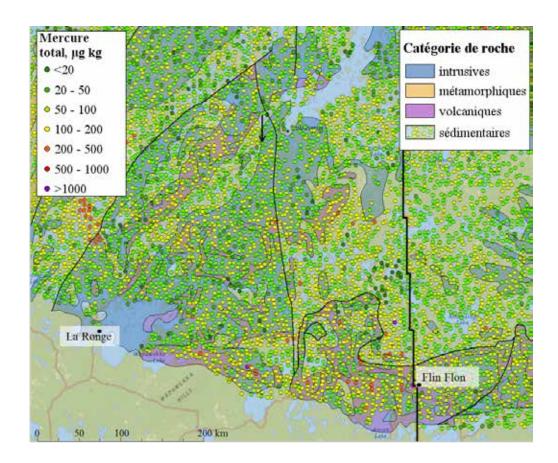


FIGURE 3B.18 Mercure total (ppb) dans les sédiments des cours d'eau des régions de La Ronde et de Flin Flon au nord de la Saskatchewan et du Manitoba. La ligne noire représente la frontière provinciale.

3b.4.9 Île Bathurst, Nunavut

L'île Bathurst fait partie de la cordillère arctique. La majeure partie de l'île est désertique et exposée au soleil pendant les courts étés et elle est couverte de neige et de glace pendant les longs hivers. La région reçoit des dépôts atmosphériques de mercure tous les ans, qui peuvent toutefois être rejetés de la région avant ou pendant la fonte des neiges à la suite de réactions de réduction photochimique (Southworth *et al.*, 2007; Steffen *et al.*, 2008). L'ampleur de l'altération et de l'érosion de la roche, et donc de la production de sédiments, est faible. Les concentrations de mercure total dans les

sédiments de cette région sont, en moyenne, les plus faibles de celles mesurées dans les sédiments des autres régions d'échantillonnage de la Commission géologique du Canada (figures 3b.1 et 3b.19). Même à ces faibles concentrations, on note une relation significative entre le mercure total et la perte par calcination des sédiments, le cobalt et le zinc (tableau 3b.2). La perte par calcination des sédiments serait associée la végétation de la toundra qui pousse le long des vallées et aux organismes aquatiques, plus particulièrement des algues.

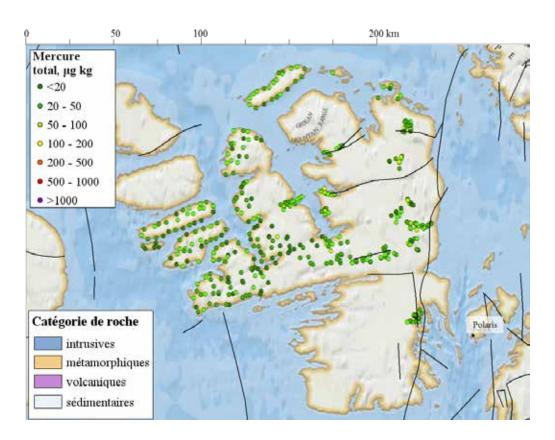


FIGURE 3B.19 Mercure total (ppb) dans les sédiments des cours d'eau de l'île Bathurst (Nunavut)

3b.4.10 Grand lac de l'Ours, Territoires du Nord-Ouest

La zone d'échantillonnage du lac de la Commission géologique du Canada au nord-est du Grand lac de l'Ours repose sur des roches métamorphiques et sédimentaires du Précambrien où s'insinuent des intrusions ignées, des dykes et des filons-couches. Depuis les années 1940, l'exploration géochimique et l'exploitation minière dans cette région visaient l'obtention de matière fissile. Des études ont montré qu'il existe une corrélation entre les concentrations de mercure total dans les sédiments du Grand lac de l'Ours et d'autres éléments lourds, dont l'uranium. Ces corrélations étaient plus marquées dans les estuaires du Grand lac de l'Ours en aval des mines (Moore et Sutherland, 1981; Lockhart et al., 1998). Dans cette zone d'échantillonnage de la Commission géologique du Canada, la concentration de mercure total varie entre 10 et 400 ppb (figure 3b.20). Les grands lacs clairs et peu profonds présentaient surtout de faibles

concentrations de mercure total dans les sédiments. alors que les petits lacs profonds aux eaux turbides et riches en matière organique présentaient surtout des concentrations élevées de mercure total dans les sédiments (figure 3b.21). L'analyse de régression des données provenant de la région d'étude du Grand lac de l'Ours (tableau 3b.2) indique qu'il existe une corrélation positive entre le mercure total et la perte par calcination, le cuivre et la profondeur du lac, mais une corrélation négative entre la substance et la grandeur du lac (tableau 3b.2, $R^2 = 0.46$). Les coefficients de régression très significatifs du cuivre et de la perte par calcination à l'égard du mercure total laissent supposer d'importantes contributions du mercure sur le plan géogénique et par l'intermédiaire de la végétation et de l'atmosphère, respectivement. Ces contributions varient entre les bassins versants des lacs, selon si on y trouve une végétation abondante (perte par calcination importante) ou des terres nues (faible perte par calcination).

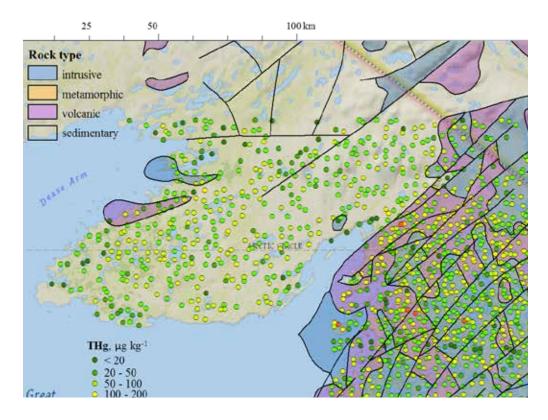


FIGURE 3B.20 Mercure total (ppb) dans les sédiments des lacs et des cours d'eau au nord-est du Grand lac de l'Ours

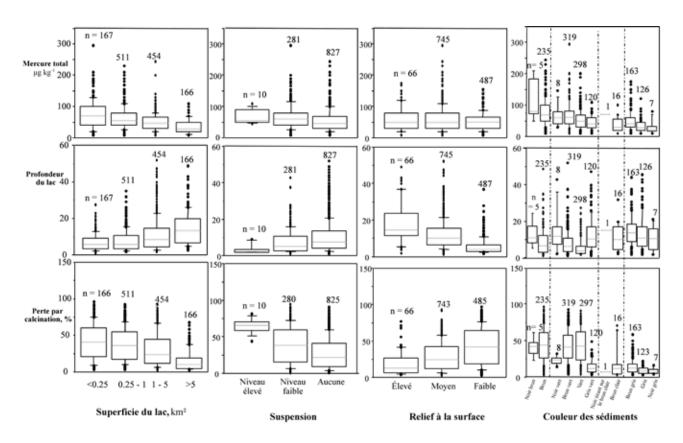


FIGURE 3B.21 Tracé en rectangle et moustaches du mercure total (ppb) dans les sédiments des lacs au nord-est du Grand lac de l'Ours, profondeur du lac (m) et perte par calcination (%) par superficie du lac (km2), suspension, relief à la surface et couleur des sédiments

3b.4.11 Bassin de Selwyn, Yukon

Le bassin de Selwyn, qui traverse le Yukon du centreouest au sud-est, présente des concentrations élevées de mercure total et d'autres métaux lourds dans les sédiments reposant sur les formations de schiste ampélitique clastique de l'âge cambrien à l'âge permien (figure 3b.22). On attribue cette anomalie répandue à la dispersion et à la sédimentation des panaches volcaniques sous-marins pendant l'âge précambrien-dévonien lorsque le bassin de Selwyn était submergé d'eau océanique. Après cette période, le bassin a subi des soulèvements tectoniques et des activités volcaniques à répétition, donnant lieu à la formation de son terrain montagneux et à une minéralisation sulfurée dispersée sur le plan géospatial (Goodfellow, 2007; YGS, non daté). Les sommets ainsi que les sommets des crêtes sont désertiques, et les vallées sont dominées par la forêt. Par conséguent, 90 % des sédiments des cours d'eau présentent une perte par calcination de moins de 20 %. En général, les sommets les plus hauts sont associés à des plutons granitoïdes et présentent tous une faible teneur en mercure (Garrett, 1974). La

libération graduelle du mercure du schiste ampélitique non altéré et altéré stérile peut constituer une source importante de mercure total (Schroeder *et al.*, 2005).

Voici les renseignements tirés d'une analyse des données sur le Yukon de la Commission géologique du Canada (Nasr *et al.*, 2011) :

- La concentration moyenne de mercure total dans les cours d'eau qui s'écoulent dans les sols organiques alluviaux est légèrement mais significativement plus élevée que dans les cours d'eau qui s'écoulent sur la roche nue ou dans des dépôts de till et de délavage; cette tendance serait liée à une liaison plus forte de la matière organique aux particules des sédiments riches en éléments de transition (Lu et Jaffe, 2001). C'est pourquoi la teneur en mercure total tend à être plus élevée dans les sédiments foncés que dans les sédiments pâles.
- Des concentrations de mercure total significativement élevées ont été mesurées dans les sédiments de cours d'eau prélevés dans des marécages et des plaines inondables. En revanche, les concentrations de mercure total sont généralement plus faibles dans les sédiments

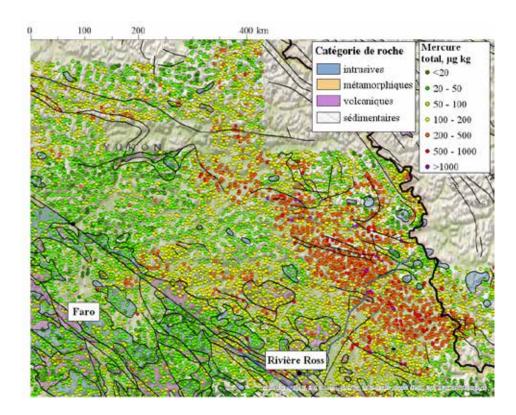


FIGURE 3B.22 Mercure total (ppb) autour du bassin de Selwyn (Yukon). La ligne noire indique la frontière territoriale entre le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest

prélevés dans des cours d'eau de terrains vallonnés et ondulés. Ce sont les sédiments des pénéplaines qui présentaient les concentrations moyennes de mercure total les plus faibles.

- Les terrains ayant un réseau hydrographique en treillis présentaient des concentrations moyennes de mercure total significativement plus élevées, vraisemblablement en raison des surfaces rocheuses nouvellement exposées le long de crêtes abruptes et de chenaux de cours d'eau. Les sédiments recueillis dans les cours d'eau ayant un modèle d'écoulement rectangulaire, de bassin ou à chevron présentaient souvent de faibles concentrations de mercure total.
- Les concentrations de mercure total, de Cd, de Cu, de Zn et de Sb diminuent avec l'augmentation de l'ordre du cours d'eau (tableau 3b.3), probablement en raison de la dilution graduelle de la concentration des éléments traces dans les sédiments en fonction de l'éloignement des sources métallogéniques des zones sèches.
- Les concentrations des éléments traces sont plus faibles dans les sédiments des cours d'eau au débit rapide, sans doute en raison de l'exposition à la lumière. Ces sédiments sont donc des particules qui sont transportées plus facilement et dont la

- concentration des éléments traces est plus élevée est supérieure à celle des particules des sédiments à grains grossiers (tableau 3b.3; Brandvold et McLemore, 1998).
- La perte par calcination des sédiments diminue avec l'augmentation de la largeur des chenaux et de l'ordre de cours d'eau. Ces résultats laissent entendre que le transfert de matière organique de la zone sèche au cours d'eau et son dépôt diminuent selon l'ordre des cours d'eau (plus petit au plus grand). Cette relation est probablement attribuable à la diminution des pentes, des débits et des apports de litière selon l'élargissement des chenaux et à l'augmentation de la volatilisation du mercure à partir des sédiments qui s'accumulent dans les cours d'eau peu profonds (Byrnea et al., 2010).
- Les concentrations de mercure total dans les sédiments diminuent également avec l'augmentation de la superficie de zone humide par superficie de bassin en amont des sites d'échantillonnage des sédiments de la Commission géologique du Canada. On peut vraisemblablement en déduire une efficacité accrue de la rétention dans les sédiments plus les segments des cours d'eau s'écoulant dans des zones humides et des terres humides sont importants.

 Selon les résultats de l'analyse de régression multiple figurant au tableau 3b.2, la perte par calcification, le cuivre, le cadmium et le zinc sont les facteurs qui contribuent le plus aux variations du mercure total. La largeur et la profondeur des chenaux des cours d'eau contribuent également de façon significative au mercure total, dans le cas où tous les facteurs de contribution représentent environ 50 % des variations du log₁₀ de mercure total.

3b.4.12 Colombie-Britannique

Les sédiments des cours d'eau qui présentent des concentrations de mercure total supérieures à 1 000 ppb se trouvent dans différentes régions de la Colombie-Britannique, dont l'île de Vancouver, la partie continentale aux alentours de Gold Bridge au nord-ouest de Lillooet et le lac Pinchie (ancien centre d'activités minières de mercure au nord-ouest de Fort St. James). Dans chaque cas, les concentrations de mercure total dans les sédiments sont associées à des formations de substrat rocheux mafique à ultramafique du Trias, du Jurassique ou du Crétacé. Les concentrations de mercure total sont présentées à

la figure 3b.23 et peuvent être résumées comme suit :

- Les cours d'eau qui drainent les régions alpines élevées, particulièrement celles couvertes de neige, produisent des sédiments présentant toujours de faibles concentrations de mercure total (inférieures à 20 ppb).
- Les concentrations de mercure total dans les sédiments varient considérablement. Les concentrations de mercure total supérieures à 10 000 ppb sont associées à des exploitations minières actuelles ou passées. Toutefois, les exploitations minières ne figurent pas toutes dans la base de données de la Commission géologique du Canada; notons notamment l'absence du domaine minier de mercure du lac Pinchie au nord-ouest de Fort St. James et de la région de Myra Falls à l'ouest de l'extrémité sud du lac Buttle sur l'île de Vancouver.
- Les régions à forte densité de population n'étaient pas systématiquement associées à des concentrations élevées de mercure dans les zones en aval, et ce, bien que les émissions de mercure étaient élevées à l'échelle locale et que les récepteurs forestiers étaient topographiquement élevés.

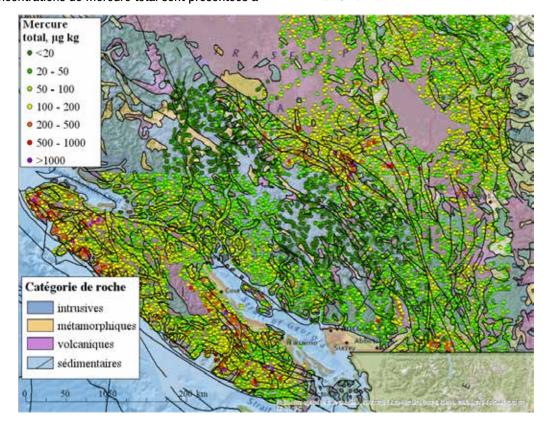


FIGURE 3B.23 Mercure total (ppb) dans les sédiments des cours d'eau au sud-ouest de la Colombie-Britannique

3B.5 CONCLUSIONS

Les concentrations de mercure total dans les sédiments des lacs et des cours d'eau varient largement au Canada selon la région et d'un site à l'autre. Les variations les plus marquées sont principalement attribuables aux différents contextes géologiques locaux. Les variations plus graduelles sont liées aux dépôts atmosphériques de mercure, à l'accumulation de mercure dans la végétation et les sols ainsi qu'au transfert subséguent du mercure accumulé des zones sèches aux zones humides, aux cours d'eau et aux lacs par le transport solide. Il a été établi qu'il existe une corrélation entre les concentrations de mercure total dans les sédiments et la perte par calcination, ce qui indique une contribution des sources organiques, telles que le mercure atmosphérique piégé dans la végétation aquatique, des zones humides et des zones sèches. Ce mercure total s'accumule ensuite avec la matière organique sur et dans les sols de zones sèches et les zones humides. La relation entre le mercure total et la perte par calcination est curviligne et peut être éclipsée dans le cas où la perte par calcination est faible et où les sources géogéniques de mercure dominent. En général, les concentrations de mercure total dans les sédiments sont plus élevées en aval d'activités d'exploitation minière et de fonderie présentes ou passées. En outre, les concentrations de mercure total dans les sédiments les plus faibles ont été mesurées dans les zones alpines élevées et les régions arctiques. Ces concentrations résulteraient de la séquestration limitée du mercure atmosphérique attribuable à la végétation ainsi que de la volatilisation du mercure causée par des processus de réduction photochimique dans les paysages désertiques exposés au soleil et les paysages couverts de neige et de glace.

On a établi une corrélation entre les concentrations moyennes de mercure total de fond obtenues en excluant les concentrations de mercure total supérieures à 1 500 ppb et les taux de dépôts du mercure atmosphérique estimées à l'aide du modèle GRAHM. Dans les régions d'étude, les concentrations moyennes de mercure total dans les sédiments des lacs étaient généralement plus élevées que celles

dans les sédiments des cours d'eau, mais diminuaient avec l'augmentation de l'ordre de cours d'eau, de la largeur du chenal d'écoulement, du débit et de la proportion de la superficie de zone humide par bassin en amont des sites d'échantillonnage des sédiments. Ces tendances devraient être utiles pour ce qui est de comprendre et de quantifier la façon dont le mercure est transféré des zones sèches vers les zones humides, les cours d'eau et les lacs. Les points suivants présentent les lacunes en matière d'information et les étapes à suivre à l'échelle locale et nationale :

- Il est nécessaire de définir et de quantifier le transport du mercure particulaire et dissous des zones sèches vers les eaux de surface.
- Il faut examiner les voies d'écoulement associées au transfert du mercure et les processus de méthylation le long des zones de transition entre les zones sèches et les zones humides ainsi qu'en direction des sites anoxiques dans l'eau lacustre.
- Il convient d'approfondir l'étude des sédiments et d'améliorer les stratégies d'échantillonnage du point de vue environnemental et géochimique, plus particulièrement en ce qui concerne la quantification des relations entre les sources et les récepteurs de mercure à l'échelle locale en aval des principales sources de mercure.
- Il est recommandé d'élargir les études de cas visant des processus et des activités d'exploitation minière passés, actuels et futurs. Les concentrations de mercure total dans les sédiments doivent être utilisées aux fins d'exploration géochimique pour analyser les résidus miniers passés, présents et futurs et empêcher leur propagation et pour situer les sites d'exploitation minière de façon à limiter les sédiments contenant du mercure total accidentels.
- Il faut également prévoir comment le mercure total et les transformations de mercure connexes changent dans les cours d'eau et les lacs, selon les changements apportés aux initiatives de réduction des émissions de mercure, les modifications de l'utilisation des terres, le couvert végétal et les conditions climatiques (Affaires autochtones et Développement du Nord Canada, 2003).

Voici les questions d'ordre général concernant le transfert du mercure total dans les sédiments vers les cours d'eau et les lacs :

- Le mercure particulaire qui est transféré de façon continue des zones sèches vers les cours d'eau et les lacs est sans doute plus facilement bioabsorbé que le mercure déjà accumulé au fond des lacs.
- Afin de limiter la remobilisation du mercure, il faudrait ne pas perturber (aucun dragage) les lacs pour lesquels il a été établi que le fond est couvert de sédiments présentant des concentrations élevées de mercure total.
- Il ne faut pas drainer les zones humides en amont des lacs et des cours d'eau, car il pourrait s'ensuivre une diminution de la rétention du mercure avant l'entrée dans le lac ou le cours d'eau.
- Au Canada, la hausse graduelle de la température de l'air prolongera la saison de croissance et raccourcira la saison de neige. Ces changements pourraient entraîner une augmentation de la séquestration annuelle du mercure atmosphérique par la végétation, suivie d'une augmentation des accumulations de mercure total dans le sol et dans la litière.
- Le mercure ainsi stocké accroîtrait la charge de la substance dans les sédiments des lacs et des cours d'eau.

- L'expansion progressive du sud vers le nord et l'intensification des activités d'utilisation des terres (exploitation minière, agriculture, foresterie, urbanisation et loisirs) accentueront l'érosion des berges et du sol et, par le fait même, augmenteront le transfert du mercure total dans les lacs et les cours d'eau par les sédiments.
- La hausse de la température de l'air pourrait également augmenter la fréquence des incendies de forêt, contribuant ainsi aux émissions de mercure à l'échelle locale et régionale et à la séquestration subséquente du mercure dans les régions en aval. De plus, les incendies de forêt à répétition causeraient une intensification du transfert du mercure des zones sèches vers les cours d'eau par le ruissellement en surface et l'érosion du sol.
- Tel qu'il a été mentionné précédemment, l'étude géochimique de la Commission géologique du Canada fournit une base de données importante pour l'analyse des concentrations de mercure total dans les sédiments et des concentrations d'autres éléments des lacs et des cours d'eau d'un point de vue géologique à l'échelle locale et régionale au Canada.



3B.6 RÉFÉRENCES

Al T.A., Leybourne M.I., Maprani A.C., MacQuarrie K.T., Dalziel J.A., Fox D., Yeats P.A., 2006. Effects of acid-sulfate weathering and cyanide-containing gold tailings on the transport and fate of mercury and other metals in Gossan Creek: Murray Brook mine, New Brunswick, Canada. Applied Geochemistry 21 (11), 1969-1985.

Bengtsson G., Picado F., 2008. Mercury sorption to sediments: dependence on grain size, dissolved organic carbon, and suspended bacteria. Chemosphere 73 (4), 526-531.

Birkett J.W., Lester J.N., 2005. Distribution of mercury and methylmercury in the sediments of a lowland river system. Proceedings of the Royal Society A 461, 1335-1355.

Boszke L., Kowalski A., Closillska C., R. Siepak S.J., 2003 Environmental factors affecting speciation of mercury in the bottom sediments; an overview. Polish Journal of Environmental Studies 12 (5), 5-13.

Bouffard A., Amyot M., 2009. Importance of elemental mercury in lake sediments. Chemosphere 74 (8), 1098-1103.

Bourque C.P., Arp, P.A., 1996. Simulating sulfur dioxide plume dispersion and subsequent deposition downwind from a stationary point source: a model. Environmental Pollution 91 (3), 363-80.

Bushey J.T., Nallana A.G., Montesdeoca M.R., Driscol C.T., 2008. Mercury dynamics of a northern hardwood canopy. Atmospheric Environment 42 (29), 6905-6914.

Campbell H.E., 2011. Examination of glacial dispersal and use of Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry at Mount Fronsac North, New Brunswick. New Brunswick Department of Natural Resources; Lands, Minerals and Petroleum Division, Open File (CD-ROM) 2001-1, p.p. 503 [parts of NTS 21 0/08, 21 0/09, and 21 P/05].

Canuel R., Lucotte M., Boucher de Grosbois S., 2009. Mercury cycling and human health concerns in remote ecosystems in the Americas. SAPIENS 2.1.

Ciesielski A., 1991 Geology of the eastern Superior Province, James Bay and Bienville subprovinces, Quebec. Geological Survey of Canada Open File 2398, p.p. 5.

Cloutier, M. 2012. Parc national d'Opémican project. Provisional Master Plan. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs Direction du patrimoine écologique et des parcs. Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2012. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/parcs/opemican/plan-directeuren.pdf.

Cook T.L., Bradley R.S., Stoner J.S., Francus P., 2008. Five thousand years of sediment transfer in a high arctic watershed recorded in annually laminated sediments from Lower Murray Lake, Ellesmere Island, Nunavut, Canada. Journal of Paleolimnology 41(1), 77-94.

Cota, G.F., 1985. Photoadaptation of high Arctic ice algae. Nature 315, 219-222.

Dastoor A.P., Davignon D., Theys N., Van Rosendael M., Steffen A., Ariya P.A., 2008. Modelling dynamic exchange of gaseous elemental mercury at polar sunrise. Journal of Environmental Science Technology 42, 5183-5188.

Davis D.W. 2002, U–Pb geochronology of Archean metasedimentary rocks in the Pontiac and Abitibi subprovinces, Quebec, constraints on timing, provenance and regional tectonics. Precambrian Research 115, 97–117.

Davis A., Bloom N.S., Que Hee S.S., 1997. The environmental geochemistry and bioaccessibility of mercury in soils and sediments: a review. Risk Analysis, 17, 557-569.

Diamond M., Helm P., Semkin R., Law S., 2003. Mass balance and modelling of contaminants in lakes. In: Source, occurrence, trends and pathways in the physical environment. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Northern Contaminants Program. Minister of Northern Affairs and Northern Development, 191–224.

Dix G.R., Coniglio M., Riva J.F., Achab A., 2007. The Late Ordovician Dawson Point Formation (Timiskaming outlier, Ontario): key to a new regional synthesis of Richmondian—Hirnantian carbonate and siliciclastic magnafacies across the central Canadian craton. Canadian Journal of Earth Sciences 44, 1313-1331.

Ethier A.L., Scheuhammer A.M., Blais J.M., Paterson A.M., Mierle G., Ingram R., Lean D.R., 2010. Mercury empirical relationships in sediments from three Ontario lakes. Science of the Total Environment 408, 2087-2095.

Friske P.W.B., Hornbrook E.H.W., 1991. Canada's National Geochemical Reconnaissance programme. Institute of Mining and Metallurgy Transactions. Section B: Applied Earth Science, 100, 47-56.

Garrett, D.W., 1974. Mercury in some granitoid rocks of the Yukon and its relation to gold-tungsten mineralization. Journal of Geochemical Exploration 3 (3), 277-289.

Gray J.E., Theodorakos P.M., Bailey E.A., Turner R.R., 2000. Distribution, speciation, and transport of mercury in stream-sediment, stream-water, and fish collected near abandoned mercury mines in southwestern Alaska, USA. USGS Staff Published Research Paper 395, http://digitalcommons.unl.edu/usgsstaffpub/395.

Gray J.E., Crock J.G., Lasorsa B.K., 2002. Mercury methylation at mercury mines in the Humboldt River Basin, Nevada, USA. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis 2, 143-149.

Goodfellow W.D., 2007. Base metal metallogeny of the Selwyn Basin, Canada, In: Goodfellow, W.D. (Eds.), Mineral Deposits of Canada: A Synthesis of Major Deposit-types, District Metallogeny, the Evolution of Geological Provinces, and Exploration Methods. Geological Association of Canada, Mineral Deposits Division, Special Publication No. 5, 553-579.

Geological Survey of Canada (GSC), National Geochemical Reconnaissance (NRG) Methodology. 2008. http://geochem.nrcan.gc.ca/cdogs/content/main/home_en.htm.

Hammerschmidt C., Fitzgerald W., 2006. Photodecomposition of methylmercury in an Arctic Alaskan Lake. Journal of Environmental Science Technology 40 (4), 1212–1216.

Hintelmann H., Harris R., Heyes A., Hurley J.P., Kelly C.V., Krabbenhoft D.P., Lindberg S., Rudd J.W., Scott K.J., St. Louis V.L., 2002. Reactivity and mobility of new and old mercury deposition in a boreal forest ecosystem during the first year of the METAALICUS study. Journal of Environmental Science Technology 36 (23), 5034–5040.

Hintelmann H., Keppel-Jones K., Evans R.D., 2009. Constants of mercury methylation and demethylation rates in sediments and comparison of tracer and ambient mercury availability. Environmental Toxicology and Chemistry 19 (9): 2204-2211.

Indian and Northern Affairs, 2003. Source, occurrence, trends and pathways in the physical environment. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Northern Contaminants Program. Minister of Northern Affairs and Northern Development.

Issaro N., Abi-Ghanem C., Bermond A., 2009. Fractionation studies of mercury in soils and sediments: A review of the chemical reagents used for mercury extraction. Analytica Chimica Acta 631 (1), 1–12.

Jardine T.D., Kidd K.A., Cunjak R.A., Arp P.A., 2009. Factors affecting water strider (Hemiptera: Gerridae) mercury concentrations in lotic systems. Environmental Toxicology and Chemistry 28 (7), 1480-92.

JER Informatique. Lake Témiscamingue Fossil: Step faults and their role., 2007. http://www.fossiles.qc.ca/Failles.php?langue=en.

Jutras M.F., Nasr M., Castonguay M., Pit C., Pomeroy J.H., Smith T.P., Zhang C.F., Ritchie C.D., Meng F.R., Clair T.A., Arp P.A., 2011. Dissolved organic carbon concentrations and fluxes in forest catchments and streams: DOC-3 model. Ecological Modelling, 22 (14), 2291-2313.

Lahoutifard N., Sparling M., Lean D., 2005. Total and methyl mercury patterns in Arctic snow during springtime at resolute, Nunavut, Canada, Atmospheric Environment 39 (39), 7597-7606.

Lalonde J.D., Poulain A., Amyot M., 2002. The role of mercury redox reactions in snow on snow-to-air mercury transfer. Environmental Science and Technology 36 (2), 174-178.

Lockhart W.L., Wilkinson P., Billeck B.N., Danell R.A. Hunt R.V., Brunskill G.J., Delaronde J., St. Louis V., 1998. Fluxes of mercury to lake sediments in central and northern Canada inferred from dated sediment cores. Biogeochemistry 40 (2-3), 163-173.

Kainz M., Lucotte M., 2006. Mercury concentrations in lake sediments – revisiting the predictive power of catchment morphometry and organic matter decomposition. Water Air Soil Pollution 170, 173–189.

Kirk J.L., St. Louis V.L., Sharp M.J., 2006. Rapid reduction and reemission of mercury deposited into snowpacks during atmospheric mercury depletion events at Churchill, Manitoba, Canada. Environmental Science and Technology 40(24), 7590-7596.

Maxeiner R.O., Harper C.T., Corrigan D., MacDougall D.G., 2004. La Ronge–Lynn Lake Bridge Project: Geology of the Southern Reindeer Lake Area Executive Summary. Saskatchewan Industry and Resources Saskatchewan Geological Survey Open File Report 2003-1.

McNabb B.E., Fowler J.H., Covert T.G.N., 1976. Geology, geochemistry and mineral occurrences of the Northeast Margaree River Drainage Basin in parts of Inverness and Victoria Counties, Cape Breton, Nova Scotia. Province of Nova Scotia, Department of Mines, Paper 76-4, p.p. 30. http://www.novascotia.ca/NATR/MEB/DATA/PUBS/76Paper04/76paper04.pdf.

Meng F.R., Arp P.A, Sangster A., Brun G.L., Rencz A.N., Hall G.E., Holmes J., Lean D.R.S., Clair T.A., 2005. Modeling dissolved organic carbon, total and methyl mercury in Kejimkujik freshwaters, in: O'Driscoll N.J. et al. (Eds.), Mercury Cycling in a Wetland - Dominated Ecosystem: A Multidisciplinary study, The Society of

Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, Florida, Chapter 11, 267- 282. Mercier-Langevin P., Daigneault R., Goutier J., Dion C., Archer P., 2012. Geology of the Archean Intrusion-Hosted La-Grande-Sud Au-Cu Prospect, La Grande Subprovince, James Bay Region, Québec. Economic Geology 107 (5), 935-962.

Mills R.B., Paterson A.M., Lean D.R., Smol J.P., Mierle G., Blais J.M., 2009. Dissecting the spatial scales of mercury accumulation in Ontario Lake sediment. Environmental Pollution 157 (11), 2949–2956.

Muir D.C.G., Wang X., Yang F., Nguyen N., Jackson T.A., Evans M.S., Douglas M., Köck G., Lamoreux S., Pienitz R., Smol J.P., Vincent W.F., Dastoor A., 2009. Spatial trends and historical deposition of mercury in eastern and northern Canada inferred from lake sediment cores. Environmental Science and Technology 43 (13), 4802–4809.

Munthe J., Wängberg I., Rognerud S., Fjeld E., Verta M., Porvari P., Meili M., 2007. Mercury in Nordic ecosystems. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd., IVL Report B1761, pp. 45.

Moore J.W., Sutherland D.J., 1981. Distribution of heavy metals and radionuclides in sediments, water, and fish in an area of Great Bear Lake contaminated with mine wastes. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 10 (3), 329-338.

Murphy P.N.C., Ogilvie J., Meng F.R., White B., Bhatti J.S., Arp P.A., 2011. Modelling and mapping topographic variations in forest soils at high resolution: A case study. Ecological Modelling 222 (14):2314-2332.

Nasr M., Ogilvie J., Castonguay M., Rencz A., Arp P.A., 2011. Total Hg concentrations in stream and lake sediments: discerning geospatial patterns and controls across Canada. Applied Geochemistry 2011; 26 (11), 1818-1831.

Natural Resources Canada (NRCAN), Government of Canada. Canadian Geochemical Surveys., 2013. http://geochem.nrcan.gc.ca/cdogs/content/tables/_list_svy_en.htm.

O'Driscoll N.J., Rencz A.N., Lean D.R.S., 2005. Mercury cycling in a wetland-dominated ecosystem: a multidisciplinary study, The Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, Florida, pp. 392.

Outridge P.M., Sanei H., Stern G.A., Hamilton P.B., Goodarzi F., 2007. Evidence for control of mercury accumulation rates in Canadian high arctic lake sediments by variations in aquatic primary productivity. Environmental Science and Technology 41 (15), 5259–5265.

Pe-Piper G., Piper D.J.W., 2002. A synopsis of the geology of the Cobequid Highlands, Nova Scotia. Atlantic Geology 38: 145-160.

Perry E., Norton S.A., Kamman N.C., Lorey P.M., Driscoll C.T., 2005. Deconstruction of historic mercury accumulation in lake sediments, Northeastern United States. Ecotoxicology 14 (1-2), 85-99.

Rasmussen P.E., Villard D.J., Gardner H.D., Fortescue J.A.C., Schiff S.L., Shilts W.W., 1998. Mercury in lake sediments of the Precambrian Shield near Huntsville, Ontario, Canada. Environmental Geology 33 (2-3), 170-182.

Ravichandran M., 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter - a review. Chemosphere 55 (3), 319–331.

Ribeiro Guevara S., Meili M., Rizzo A., Daga R., Arribére M., 2010. Sediment records of highly variable mercury inputs to mountain lakes in Patagonia during the past millennium. Atmospheric Chemistry and Physics 10, 3443-3453.

Roy G., 2012. Les grands ensemles géologique du Québec. Ministere des Ressources naturelle du Québec. Direction de l'information géologique du Québec. Gouvernement du Québec. http://www.mern.gouv.qc.ca/publications/mines/provinces-geologiques-8x11.pdf

Sanei H., Goodarzi F., 2006. Relationship between organic matter and mercury in recent lake sediment: the physical–geochemical aspects. Applied Geochemistry 21 (11), 1900-1912.

Schroeder W.H., Beauchamp S., Edwards G., Poissant L., Rasmussen P., Tordon R., Dias G., Kemp J., Van Heyst B., Banic C.M., 2005. Gaseous mercury emissions from natural sources in Canadian landscapes. Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)110 (D18302). doi: 10.1029/2004JD005699.

Scudder B.C., Chasar L.C., Wentz D.A., Bauch N.J., Brigham M.E., Moran P.W., Krabbenhoft D.P., 2009. Mercury in fish, bed sediment, and water from streams across the United States, 1998–2005. National Water-Quality Assessment Program, Toxic Substances Hydrology Program. Scientific Investigations Report 2009-5109, p.p. 73.

Selin N.E., 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: a review. Annual Review of Environment and Resources. 34, 43-63.

Skyllberg U., Bloom P.R., Qian J., Lin C.M., Bleam W.F., 2006. Complexation of mercury (II) in soil organic matter: EXAFS evidence for linear two-coordination with reduced sulfur groups. Environmental Science Technology 40 (13), 4174–4180.

Skyllberg U., 2009. Sulphur chemistry controls both transport of mercury forms and methylation reactions in sediments, wetland and forest soils. I: Does forestry contribute to mercury in Swedish fish? The Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry and Forestry (KSLA) Report. Kungl. skogs och lantbruksakademiens tidskrift, 1, 40–45.

Smith C.N., Kesler S.E., Blum J.D., Rytuba J.J., 2008. Isotope geochemistry of mercury in source rocks, mineral deposits and spring deposits of the California Coast Ranges, USA. Earth and Planetary Science Letters 269, 398 - 406.

Smith P.K. Sangster A., O'Beirne-Ryan A.M., 2005. Bedrock mercury at Kejimkujik National Park, Nova Scotia, in: O'Driscoll N.J. et al. (Eds.), Mercury Cycling in a Wetland - Dominated Ecosystem: A Multidisciplinary study, The Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, Florida, Chapter 7, 131-195.

Southworth G., Lindberg S., Hintelmann H., Amyot M., Poulain A., Bogle M., Peterson M., Rudd J., Harris R., Sandilands K., Krabbenhoft D., Olsen M., 2007. Evasion of added isotopic mercury from a northern temperate lake. Environmental Toxicology and Chemistry 26 (1), 53-60.

Steedman R.J., France R.L., 2000. Origin and transport of aeolian sediment from new clearcuts into boreal lakes, northwestern Ontario, Canada. Water Air, and Soil Pollution 122 (1-2), 139–152.

Steffen A., Douglas T., Amyot M., Ariya P., Aspmo K., Berg T., Bottenheim J., Brooks S., Cobbett F., Dastoor A., Dommergue A., Ebinghaus R., Ferrari C., Gardfeldt K., Goodsite M.E., Lean D. Poulain A.J., Scherz C., Skov H., Sommar J., Temme C., 2008. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. Atmospheric Chemistry and Physics 8, 1445–1482.

Wanga Q., Kima D., Dionysioua D.D., Soriala G.A., Timberlake D., 2004. Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systems: a literature review. Environmental Pollution 131 (2), 323-336.

Wilson M.E., 1910. Geology of the Area Adjoining the East Side of Lake Timiskaming, Quebec. Canada Department of Mines. Geological Survey Branch. Government Printing Bureau, Ottawa.90 pp.

Chapitre 3c:

Mercure dans les sols forestiers et la végétation, y compris les mousses et les champignons – Étude de cas



Auteur coordinateur: Paul A. Arp

Coauteurs: Mina Nasr, Mary-France Jutras and Paul A. Arp

TABLE DES MATIÈRES

3C.1 INTRODUCTION	128
3C.2 CONTEXTE	129
3C.3 MÉTHODES	131
3C.4 MERCURE DANS DIVERSES COMPOSANTES	131
3c.4.1 Mercure dans la végétation	131
3c.4.2 Mercure dans le sol	135
3c.4.3 Mercure dans les mousses	
3c.4.4 Mercure dans les fructifications fongiques	139
3C.5 TAILLE DES BASSINS, TAUX DE TRANSFERT ET BILANS MASSIQUES	142
3C.6 RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS	143
3C 7 RÉFÉRENCES	144

3C.1 INTRODUCTION

La biosurveillance de l'accumulation de mercure et des concentrations de mercure dans les sols forestiers et la végétation fournit des données importantes pour évaluer la quantité de mercure soumise au transport atmosphérique qui est séguestrée dans les paysages forestiers, y compris les zones humides (Miller et al., 2005; Kolka et al., 2011). Il est difficile d'établir une relation directe entre les dépôts atmosphériques de mercure, comparativement à d'autres sources, et les concentrations de cette substance dans le paysage. en raison des divers processus de transfert et de transformation biophysique et biochimique que subit le mercure. Ces processus se produisent lorsque le mercure passe du feuillage de la forêt au sol de la forêt, puis vers les couches de sol minéral sousjacent et les racines, et ensuite aux organismes qui se nourrissent des racines et de la matière organique du sol (Berg et al., 2006; Gramatica et al., 2006; Bash et al., 2007; Kos et al., 2012). En général, les lichens, les mousses, les champignons et les sols constituent des cibles évidentes pour la surveillance des substances accumulées provenant de l'atmosphère, dont le mercure. À titre d'exemple, Bushey et al. (2008), Selvendiran et al. (2008) et Lacourie (2013) ont montré que la quantité de mercure total dans le feuillage augmente entre le début et la fin des saisons de croissance. Glooschenko et Capobianco (1978) ont montré que Sphagnum sp. présentait des concentrations de mercure plus élevées à proximité de sources géogéniques de mercure qu'ailleurs.



De plus, Gjengedal et Steinnes (1990) et Ruhling et Tyler (2004) ont indiqué que les concentrations de mercure dans les mousses augmentaient avec l'augmentation des dépôts de mercure atmosphérique sous les couverts forestiers ouverts et fermés. Qui plus est, au Québec, on a observé une augmentation graduelle de l'accumulation de mercure dans les lichens et la mousse transplantés à des sites en altitude, vraisemblablement en raison du mercure transporté par la dérive des nuages (Evans et Hutchinson, 1996). En ce qui concerne les sols et les champignons, des différences marquées selon le site entre les concentrations de mercure mesurées dans des substrats contaminés par le mercure et celles mesurées dans des substrats non contaminés ont été observées (Svoboda et al., 2000, 2006; Ettler et al., 2007; Falandysz et al., 2007a, b; Chudzyński et al., 2009). En fait, Sullivan et al. (2004) ont signalé des concentrations élevées de mercure total dans les herbes à proximité d'une centrale thermique alimentée au charbon.

Ce chapitre, présenté sous forme d'étude de cas. fournit un apercu quantitatif et qualitatif de la variation des concentrations de mercure total dans la végétation et les sols forestiers. Il est fondé sur l'exemple d'une étude portant sur un transect traversant le sud-ouest du Nouveau-Brunswick (figure 3c.1). Des préoccupations concernant l'accumulation de mercure dans les biotes aquatique et terrestre de cette région du Nouveau-Brunswick ont été exprimées par Pilgrim et al. (2000). Evers et al. (2007), NADP (2009) ainsi que Burt et Wells (2010). En été, le brouillard persistant qui recouvre souvent cet endroit amplifie le captage du mercure par le couvert le long de la côte, plus particulièrement le long des rivages et des escarpements orientés au sud-ouest (Weathers et al., 2000; Ritchie et al., 2006). Dans le cadre de cette étude, les concentrations de mercure total dans des échantillons recueillis dans des arbres, des arbustes, des herbes, des graminées, des fougères, des mousses, des champignons et des couches du sol de la forêt ont été analysées. Les sites d'échantillonnage étaient concentrés sur une île de la baie de Fundy (Grand Manan), le long de la côte continentale (de Point Lepreau à New River Beach) et à 100 km au nord de la côte (Fredericton).

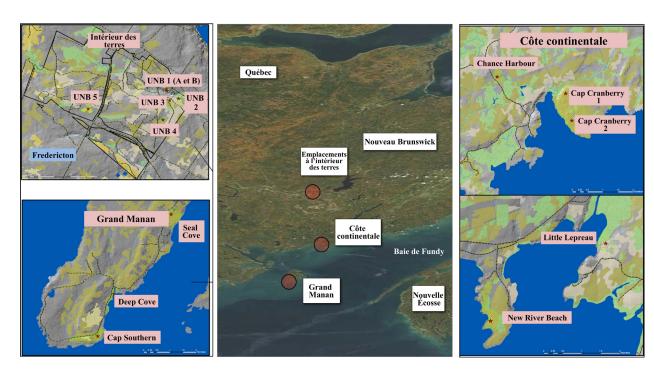


FIGURE 3C.1 Sites d'échantillonnage dans la forêt au Nouveau-Brunswick (végétation, mousse du sol et fructifications fongiques)

Les questions de recherche suivantes ont été examinées :

- Quels facteurs peuvent être associés à la variation des concentrations de mercure total dans la végétation et les sols dans les conditions actuelles se rapportant aux dépôts atmosphériques?
- 2. Quels facteurs ont une incidence sur la séquestration du mercure et des substances contenant du soufre?
- 3. Quel est le lien entre l'accumulation de mercure total dans les bassins du sol et de la végétation et les taux types d'entrée et de sortie des dépôts atmosphériques, de l'altération du sol, du lessivage et de la nouvelle volatilisation du mercure?

Cette étude de cas fournit des données sur les effets de la végétation, de l'endroit, du type de tissu, du développement ainsi que de la teneur en soufre total et en mercure total dans les substrats préférés par les espèces sur les concentrations de mercure total dans la végétation et les sols d'un paysage forestier. De plus, on présente une analyse sommaire des tailles des bassins de mercure total types selon la végétation

et les couches de sol en lien avec les taux de transfert et de séquestration du mercure. Pour un examen détaillé du mercure dans les sols et la végétation, se reporter à l'étude d'Amirbahman et Fernandez (2012).

3C.2 CONTEXTE

On reconnaît que les couverts forestiers séquestrent le mercure atmosphérique sous formes gazeuse. humide et particulaire (Frescholtz et al., 2003; Miller et al., 2005; Bash et al., 2007; Stamenkovic et Gustin, 2009). Pendant les périodes de temps sec, une partie du mercure gazeux pénètre dans le feuillage de façon diffuse par les stomates, plus particulièrement si le mercure entrant est éliminé de l'air interne par photooxydation. Le mercure particulaire peut se poser sur la surface des feuilles et d'autres structures du couvert, y compris sur des organismes allongés et fibreux, comme *Usnea* (usnée barbe de vieillard) [Halonen, 2000; Garty, 2001]. Le brouillard et la pluie interceptés laissent des résidus de mercure dans le couvert, où la substance peut former des complexes avec des substances organiques. Une grande partie du mercure qui reste dans le couvert peut ensuite être emportée vers le bas pendant les pluies abondantes et les brouillards épais, ruisselant du feuillage, des épiphytes, des brindilles et des branches ou dans la chute de litière (Grigal *et al.*, 2000; Grigal, 2003). Une certaine partie du mercure intercepté dans le couvert pourrait se volatiliser de nouveau (Mowat *et al.*, 2011; Blum *et al.*, 2012).

L'écoulement sur écorce, la pluie au sol et la chute de litière viennent s'ajouter aux bassins de mercure dans le sol de la forêt (Rea et al., 2001; Ericksen et al., 2003; Risch et al., 2012), le tapis de mousse (Sun et al., 2007) et le manteau neigeux. Le mercure qui s'accumule sur la neige sous certaines formes peut être rejeté de nouveau dans l'atmosphère (Kirk et al., 2006; Faïn et al., 2012). De plus, une partie du mercure accumulé dans les mousses et le sol de la forêt peut également se volatiliser (Moore et al., 1995; Schetagne et al., 2003). Toutefois, dans les forêts tempérées et boréales, le taux de libération du sol de la forêt est généralement plus faible en raison de l'ombrage et des températures moins élevées (Schwesig et Krebs, 2003; Choi et Holsen, 2009). Une portion du mercure stocké dans la mousse et le sol de la forêt pénétrerait dans le sol minéral sous-jacent par mélange de matières biologiques et lessivage (Demers et al., 2007).

Dans l'ensemble, le mercure dans le sol de la forêt et le sol minéral sous-jacent est retenu par la matière organique à la suite de la forte liaison du mercure avec le soufre et de l'adsorption du complexe de mercure et de matière organique sur les surfaces minérales (Gabriel et Williamson, 2004; Hall et St. Louis, 2004; Chadwick et al., 2006). Voici d'autres facteurs qui contribuent à cette rétention : (i) le pH du sol, lorsque le lessivage des complexes de mercure et de matière organique augmente avec l'augmentation du pH; (ii) la diminution du potentiel de redox. Ce dernier facteur facilite la réduction du Hg²⁺ en Hg⁰ volatil et la méthylation du Hg²⁺ en CH₃Hg⁺ en présence de bactéries sulfatoréductrices et ferroréductrices (Revis et al., 1990; Cai et al., 1999; Kerin et al., 2006; Ravichandran, 2004; Amirbahman et Fernandez, 2012). Le mercure qui s'accumule dans le sol sous forme de Hg⁰ s'échappe en partie par le déplacement lié à l'humification et à la nouvelle humification (Johnson et al., 2003). En général, les concentrations de mercure dans le sol de la forêt

augmentent à mesure que l'on passe de l'horizon de litière (L), à l'horizon de fermentation (F) et à l'horizon d'humification (H) en raison de la décomposition de la matière organique et de l'humification (Saiz et al., 2007). Par conséquent, les concentrations de mercure sont généralement plus élevées dans l'horizon H ou dans l'horizon Ah sous-jacent riche en matière organique, où il existe un tel horizon. Sous les horizons Ah, les concentrations de mercure total tendent à diminuer plus on s'approche du soussol (Davis et al., 1997; Fu et al., 2010). Seule une petite portion du mercure restant dans le sol atteint les cours d'eau, les zones humides et les lacs par l'écoulement souterrain (Meng et al., 2005). Les incendies de forêt peuvent occasionner des pertes significatives de mercure total de la végétation de la forêt ainsi que du sol de la forêt (Navratil et al., 2009), mais ces pertes sont limitées par les couches de sol minéral sous-jacent (Mitchell et al., 2012) et dépendent de l'intensité du feu (Amirbahman et Fernandez, 2012).

Une partie du mercure accumulé dans le sol peut provenir de sources géogéniques. En général, les concentrations de fond de mercure total dans les matériaux d'origine du sol sont faibles (Parsons et al., 2008, 2012, 2013) et diminuent dans les dépôts glaciaires plus on s'éloigne des dépôts de minerai sulfuré (Goodwin, 2005; Campbell, 2006). Il est possible qu'une portion du mercure lié au minerai devienne biodisponible à la suite de l'altération du sol, mais la majeure partie du mercure rejeté formerait un complexe avec la matière organique (Xia et al., 1999; Liu, 2008). On se préoccupe des effets potentiellement néfastes de l'absorption de mercure à partir des bassins de mercure dans le sol, les lichens et la mousse (Patra et Sharma, 2000) sur les organismes aquatiques et terrestres exposés à la bioaccumulation du mercure (Gnamuš et al., 2000; Duffy et al., 2001; Martínez-Trinidad, 2013; analyse documentaire des études sur le mercure menées dans des parcs nationaux américains, 2006). Le mercure est fortement retenu par la litière contenant du soufre et la matière organique. En outre, l'absorption de mercure par les racines des plantes vasculaires a tendance à être faible en général (Adriano, 2001; Schwesig et Krebs, 2003; Tomiyasu et al., 2005; Tangahu et al., 2011), ce qui peut s'expliquer, en partie, par l'absorption et la rétention du mercure

dans les racines ectomycorhiziennes (Taylor, 2000; Demirbas, 2001). Par conséquent, les champignons forestiers fournissent une voie de bioaccumulation pour le mercure accumulé dans le sol (Hg²+ et MeHg+) chez la faune et les humains par l'intermédiaire de la consommation de vers de terre se nourrissant de mycélium, d'oiseaux et de mammifères ainsi que de la consommation de champignons dans lesquels le mercure s'accumule (Kalac et al., 1996; Hinton, 2002; Isildak et al., 2004; Toljander et al., 2006; Chudzyński et al., 2009; Zhang et al., 2009; BRI, 2012).

3C.3 MÉTHODES

Des échantillons ont été prélevés dans des parcelles de 100 sur 100 m², à différents endroits indiqués à la figure 3c.1, allant de l'orée de la forêt à l'intérieur de la forêt. Les échantillons suivants ont été recueillis à partir du milieu de l'été jusqu'au début de l'automne : 504 échantillons de végétation, 84 profils pédologiques donnant 695 échantillons de sol par horizon [soit les horizons de litière (L), de fermentation (F) et d'humification (H) du sol de la forêt, ainsi que l'horizon A sous le sol minéral, allant de la zone de lessivage (Ae) à la zone enrichie en matière organique (Ah)], 170 échantillons de tapis de mousse (couches), dont quatre espèces communes (Pleurozium schreberi, Polytrichum juniperinum, Ptilium crista-castrensis et Sphagnum sp.), et 727 fructifications fongiques (chapeaux et pieds de 29 espèces) ayant poussé dans les horizons de litière ou des couches de mousse. Aux fins de référence générale, des échantillons de sol minéral prélevés plus profondément que l'horizon A (c.-à-d. Bf, Bm, BC, C), ainsi que des échantillons de tourbe de tourbières et de sédiments de cours d'eau et de lagunes d'eau salée côtières ont également été recueillis près des sites d'échantillonnage. De plus, la profondeur des horizons, les densités et la biomasse de la couche de mousse (anhydre, couche de photosynthèse seulement, le reste faisant partie du sol de la forêt) ont été établies. Les échantillons de sol et de végétation ont été recueillis dans un couvert forestier passant de forêt mixte (conifères prédominants) à feuillus tolérants. Le substrat rocheux était principalement de la roche ignée siliceuse (basalte du Jurassique sur l'île de Grand Manan, substrat rocheux métasédimentaire du Précambrien le long de la côte et substrat

rocheux sédimentaire du Carbonifère dans la partie continentale) et était couvert d'un mélange de till d'ablation sur du till de fond. Dans les zones sèches, les sols étaient notamment des podzols minces et des brunisols et, dans les zones humides, des gleysols (SISCan, 2008).

Le mercure total a été analysé en laboratoire dans des échantillons lyophilisés (méthode 7473 de l'Environmental Protection Agency, à l'aide d'un analyseur de mercure direct (DMA-80); analyses du soufre total [ST] et du carbone total [CT, %], à l'aide de l'analyseur CNS-Leco 2000). De cette façon, on a pu mettre en relation le mercure total avec les différentes concentrations de carbone total et de soufre total dans les échantillons. Les analyses statistiques comprenaient des résumés de base, des analyses de la variance ainsi que des analyses de régression simple et multiple. Les analyses ont été effectuées par type de couche de sol (fraction de terre fine seulement, tamis pour des particules < 2 mm), par lieu géographique (île, côte et partie continentale), par espèce de mousse (tissu vert seulement) et par espèce de champignon (champignons analysés par chapeau ou pied, et par stade de développement ou âge [immature, mature, sénescent]). On a estimé la biomasse et la concentration de mercure total dans les bassins du sol à partir des valeurs types tirées des ouvrages scientifiques pour la masse du sol, la densité ainsi que les concentrations de carbone total et de mercure total pour chaque type de végétation et couche de sol forestier importante.

3C.4 MERCURE DANS DIVERSES COMPOSANTES

3c.4.1 Mercure dans la végétation

Les concentrations de mercure total dans les composantes de la végétation ayant fait l'objet de l'échantillonnage sont présentées au tableau 3c.1 et à la figure 3c.2. Dans ces échantillons, les concentrations variaient grandement, comme suit, de la concentration la plus faible à la plus élevée : feuillage de feuillus \approx fleurs \approx petits fruits et fruits \approx

bois (tiges) < aiguilles des conifères < fougères < végétation aquatique < herbes < graminés et carex < brindilles ≈ écorce < hépatique < mousse < ganoderme de la pruche (consoles) < lichens < champignons (sauf *Chanterelus, Craterellus* et *Russula*).

En général, le feuillage des feuillus à repousse annuelle contenait moins de mercure total que les aiguilles des conifères pérennes, ce qui vient confirmer les résultats de Grigal (2003) et de Kolka et al. (1999, 2011). Les concentrations de mercure total dans le feuillage étaient les plus élevées chez l'épinette noire et les plus faibles chez le mélèze. Les brindilles et le feuillage présentaient la même tendance, mais la concentration de mercure total dans

TABLEAU 3C.1 Statistiques sommaires des concentrations de mercure total (HgT) dans divers échantillons de sol, de sédiments et de végétation recueillis le long d'un transect côtier dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick. Les concentrations sont exprimées en ng g⁻¹ en poids sec.

Composantes de la végétation		n	Moy.	Min	Max	É-t
	Pois, églantiers	2	3.6	2.2	4.9	1.9
	Pois, églantiers	2.7				
	Fleurs (aster, pissenlit)	4	4.8	2.0	8.1	2.7
gétation; zones sèches et nes humides diverses gétation aquatique guilles de conifères : sapin umier; épinette noire, rouge blanche; thuya is : thuya, sapin, mélèze, nette rouge et blanche, pin	Fleurs (pommier)	2	5.3	3.4	7.1	2.6
Vánátation: zonas sàchas at	Pois, églantiers Feuillage de feuillus (aulne, pommier, bouleau blanc) Fleurs (aster, pissenlit) Fleurs (aster, pissenlit) Fleurs (pommier) Petits fruits (quatre-temps, fraisier rampant, framboisier, aralie) Feuillage d'arbustes (Chamaedaphne calyculata, Gaultheria, Kalmia angustifolia) Cypéracées Fougères (stade de crosse) Thé du Labrador, feuillage Graminées Graminées Hépatiques (Bazzania ptilidium) Chaetomortha, Nelagonium, Cystodonium, Purpureum, Laminaria, Saccharina 1** année 2* année 2* année 30 6.6 0.6 20.3 3* année 4* année 4* année 18 23.8 8.7 49.8 Tiges Hillium crista-castrensis Figes Fillium crista-castrensis Fillium crista-castrensis Folytrichum juniperinum Petits fruits (quatre-temps, fraisier rampant, fram boileau de des de de cosse) 10 1.0 17.5 11.1 1.0 64.0 12 1.0 64.0 13 1.0 64.0 14 1.0 64.0 15 2.0 1.1 1.0 64.0 16 2.0 1.1 1.0 64.0 17 2.0 1.1 1.1 1.0 64.0 18 23.8 8.7 49.8 19 47.3 13.0 93.7 19 47.3 13.0 93.7 19 47.3 13.0 93.7 19 47.3 13.0 93.7 10 1.1 1.1 1.1 1.1 1.2 1.2 1.2 1.2 1.2 1.2	17.5	5.0			
zones humides diverses		17	11.4	2.5	45.9	10.4
	Cypéracées	3	14.3	5.2	31.4	14.8
	Fougères (stade de crosse)	4	14.9	8.0	37.8	17.0
	Thé du Labrador, feuillage	4	21.5	14.1	34.8	9.2
	Graminées	9	25.2	1.4	91.2	27.7
	Hépatiques (Bazzania ptilidium)	7	59.5	41.7		13.4
/égétation aquatique		5	16.1	1.0	64.0	27.0
	1 ^{re} année	30	6.6	0.6	20.3	4.7
	2º année	30	11.7	5.2	32.0	5.9
et blanche; thuya	3º année	29	18.3	6.5	48.9	9.3
, ,	4º année	18	23.8	8.7	49.8	10.9
Bois : thuya, sapin, mélèze,	Tiges	41	4.8	0.7	11.1	1.5
épinette rouge et blanche, pin	Brindilles	19	47.3	13.0	93.7	24.0
blanc	Écorce	29	46.0	17.2	97.6	21.1
	Ptilium crista-castrensis	46	79	28	137	28
Marrage .	Sphagnum sp.	71	152	91	215	27
VIUU5562	patiques (Bazzania ptilidium) 7 59.5 41.7 74.6 patetomortha, Nelagonium, Cystodonium, Purpureum, minaria, Saccharina 5 16.1 1.0 64.0 année 30 6.6 0.6 20.3 année 30 11.7 5.2 32.0 année 29 18.3 6.5 48.9 année 18 23.8 8.7 49.8 ges 41 4.8 0.7 11.1 indilles 19 47.3 13.0 93.7 orce 29 46.0 17.2 97.6 dilium crista-castrensis 46 79 28 137 chagnum sp. 71 152 91 215 dytrichum juniperinum 28 185 113 258 eurozium schreberi 25 267 147 400	37				
	Pleurozium schreberi	25	267	147	400	54
ichane	Lichen des caribous, parmélie à sillons	34	124	10	337	74
-10110113	Usnée barbe de vieillard (Usnea)	99	244	24	635	116
	Chair intérieure	2	64.1	61.2	66.9	4
JONSOIES (DOIVDORES)						

TABLEAU 3C.1 (la suite)

rella foenisecii ius oreades na strictius rellus	4 5 2 30 9	736 963 1133 74	120 146 798 12	578 2420 1467 249	218 970 473 66
na strictius rellus illus	30	1133 74	798 12	1467	473
rellus Illus	30	963 146 2420 1133 798 1467 74 12 249 133 68 222 242 3 2860 249 76 546 297 30 530 399 50 2876 414 30 2927 482 17 2145 712 30 4855 962 200 2025 1336 98 10475 1761 308 3698 2836 459 5805 141 19 536 2 260 12 818 299 87 616 7 105 13 789 88 22 296 2.9 2.5 3.3 168 141 212 8.6 7.1 10 20.3 19.2 21.3			
illus a				249	66
a	9	133	60		
			00	222	53
	92	242	3	2860	406
Hydnum		249	76	546	121
IS	10	297	30	530	156
ım	66	399	50	2876	489
	74	414	30	2927	611
Lactarius		482	17	2145	443
Amanita		712	30	4855	783
conium	13	962	200	2025	482
rius	192	1336	98	10475	1201
a	44	1761	308	3698	853
;	23	2836	459	5805	1653
	211	141	19	536	80
	272	260	12	818	120
	35	299	87	616	138
	237	105	13	789	81
, BC, C	277	88	22	296	43
	4	2.9	2.5	3.3	0.5
	10	168	141	212	35
s d'eau saumâtre	4	8.6	7.1	10	1.7
Cours d'eau douce		20.3	10.2	21.2	1.2
tau uuuce		20.0	13.4	21.3	1.2
es d'eau saumâtre	12				3.9
	conium rius a a BC, C	conium 13 rius 192 a 44 5 23 211 272 35 237 , BC, C 277 4 10 es d'eau saumâtre 4	conium 13 962 rius 192 1336 a 44 1761 a 23 2836 211 141 272 260 35 299 237 105 a BC, C 277 88 4 2.9 10 168 as d'eau saumâtre 4 8.6	Conium 13 962 200 rius 192 1336 98 a 44 1761 308 a 23 2836 459 211 141 19 272 260 12 35 299 87 237 105 13 BC, C 277 88 22 4 2.9 2.5 10 168 141 as d'eau saumâtre 4 8.6 7.1	Conium 13 962 200 2025 rius 192 1336 98 10475 a 44 1761 308 3698 a 23 2836 459 5805 211 141 19 536 272 260 12 818 35 299 87 616 237 105 13 789 a BC, C 277 88 22 296 4 2.9 2.5 3.3 10 168 141 212 as d'eau saumâtre 4 8.6 7.1 10

les brindilles était environ la moitié de celle mesurée dans le feuillage, à l'exception du mélèze, dont la concentration de mercure total dans les brindilles était le double de celle du feuillage (figure 2c.2, panneau central). La concentration moyenne de mercure total dans les aiguilles des conifères augmentait avec l'âge : première année < deuxième année < troisième année < quatrième année. De plus, la concentration mesurée la première année dans les aiguilles des conifères était supérieure à celle mesurée dans les feuilles annuelles des feuillus.

En ce qui concerne les lichens, l'espèce *Usnea* affichait la plus importante accumulation de mercure total (tableau 3c.1), vraisemblablement en raison de sa structure barbue et de sa préférence pour les branches et les brindilles sans feuille. Jardine *et al.* (2009) ont noté une relation très significative entre le mercure total dans *Usnea* et la distance séparant le champignon d'une centrale alimentée au charbon située au centre du Nouveau-Brunswick [log_{10} de mercure total (ppm) = -0,422 - 0,0253 log10 de la distance (log10) R² = 0,421; p < 0,001]. Dans les

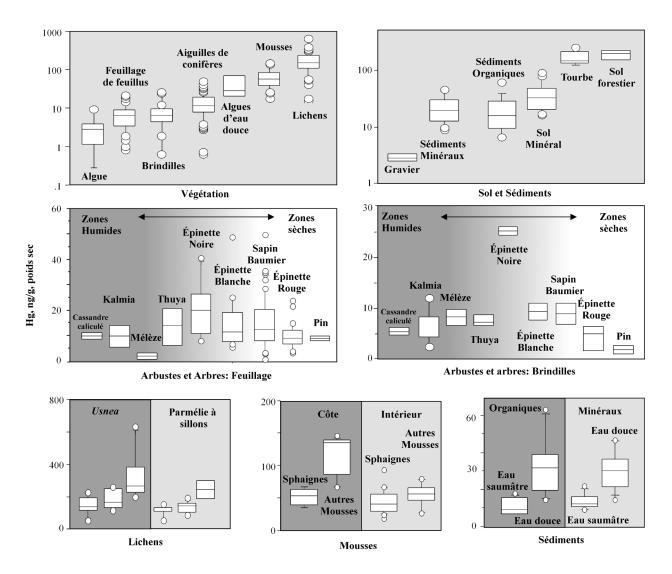


FIGURE 3C.2 Aperçu des concentrations de mercure total (ng g⁻¹ en poids sec) dans les échantillons de sol, de sédiments et de végétation (partie supérieure), dans des échantillons de feuillage et de brindilles (partie centrale) et des effets des sites sur les lichens, les mousses et les sédiments (partie inférieure)

lichens, l'absorption et la rétention de mercure sont facilitées notamment en raison de la teneur élevée en protéines et en acides aminés sulfurés liés au mercure (Branquinho, 2001).

À l'exception de *Cantharellus*, *Craterellus* et *Russula*, les champignons présentaient généralement des concentrations de mercure total plus élevées que le ganoderme de la pruche (consoles). Cette différence est probablement liée à une plus grande accumulation de mercure total dans les sols que dans le bois (tableau 3c.1). De même, le feuillage de la flore

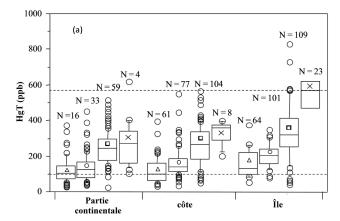
basse présentait généralement des concentrations de mercure plus élevées que le feuillage du couvert, ce qui pourrait s'expliquer par le fait que l'un recevait le mercure par voie de précipitations plutôt que par lessivage provenant du couvert. Moore *et al.* (1995) ont observé une tendance semblable. L'absorption du mercure par les racines et le transport subséquent dans le feuillage des plantes vasculaires est normalement faible comparativement à l'absorption de la substance par le mycélium et le transport subséquent vers les fructifications fongiques (Nasr *et al.*, 2011, 2012).

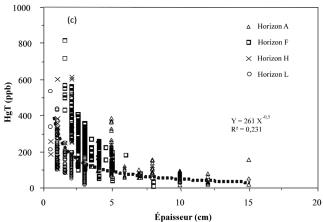
Comme le montre la figure 3c.2, les concentrations de mercure total dans les lichens et les mousses étaient plus élevées le long de la côte que dans la partie continentale. On peut attribuer ce résultat à la présence plus importante de brouillard et d'escarpements, qui permettent le piégeage du mercure atmosphérique. On a pu constater à l'aide de la végétation aquatique et des sédiments que les concentrations de mercure total étaient plus faibles dans l'eau douce qu'aux sites saumâtres.

3c.4.2 Mercure dans le sol

Les concentrations de mercure total ont été mesurées dans des échantillons de sol provenant du sol de la forêt, de tourbe, de sédiments organiques de cours d'eau, de sédiments et de sols minéraux, de sédiments de lagunes et de gravier. Les résultats sont indiqués au tableau 3c.1 et à la figure 3c.2. Les concentrations de mercure total dans les échantillons de sédiments organiques, de tourbe et du sol de la forêt étaient plus élevées que celles des échantillons de sol minéral. Ce sont les échantillons de gravier qui présentaient les plus faibles valeurs. En movenne. les concentrations de mercure total augmentaient lorsqu'on passait de l'horizon L à l'horizon F puis à l'horizon H (du haut vers le bas dans le sol de la forêt). Ces tendances peuvent sans doute s'expliquer par la rétention du mercure par la matière organique ou une augmentation des concentrations de mercure total en fonction de l'état de décomposition de la matière organique et de l'humification (p. ex. L à F et à H et à Ah est causée par une perte plus importante de carbone par l'intermédiaire de la production de CO_a plutôt que par une perte moins importante de mercure par la volatilisation). Ces tendances pourraient également résulter d'une certaine perte par volatilisation du mercure lié à la matière organique sur les plages et les lagunes littorales qui sont exposées au soleil dans des zones dégagées. Enfin, en général, les concentrations de mercure total dans les matériaux d'origine du sol sont faibles. Une analyse de régression multiple a été effectuée pour le mercure total dans le sol à l'aide de l'équation suivante, et le coefficient obtenu était de $R^2 = 0.49$:

HgT (sol, ppb) = 160.8 + 89.5 horizon F + 137.1 horizon H - 10.9 épaisseur LFH (cm) + 588 ST (sol, %) + 58.3 Pleurozium + 44 Sphagnum - 1.2 Ct (sol, %) + 33.8 sites où chaque horizon (L, F, H ou A) était codé 1, si applicable, ou 0.





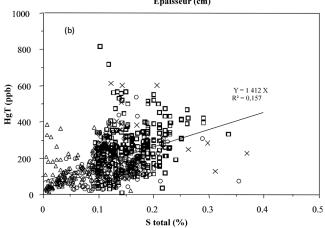


FIGURE 3C.3 Concentrations de mercure total (ppb) selon le type de couche du sol et le site, y compris île, côte et partie continentale (partie supérieure), selon l'épaisseur de la couche du sol (partie centrale) et selon la teneur en soufre total dans le sol (partie inférieure). Adapté de Nasr et Arp (2011).

Cette équation sert à quantifier la variation du mercure total dans le sol selon le type de couche de sol, l'épaisseur LFH, la concentration de soufre total (ST, sol) et la teneur en carbone total (CT, sol).

Plus particulièrement, les concentrations de mercure total dans les horizons F et H dépassaient, en moyenne, celles dans les horizons L et A de 89,5 et de 137,1 ppb, respectivement. La présence de couches de Pleurozium et Sphagnum (codés 1, ou 0 si absents) augmentait les concentrations de mercure total du sol de 58,3 et de 44 ppb, respectivement. L'augmentation de la profondeur du sol de la forêt (épaisseur LFH) de 1 cm diminuait la concentration de mercure total dans chacun des horizons L, F, H et A de 10,9 ppb. Par conséquent, les sites dont les horizons du sol de la forêt sont plus épais tendent à présenter des concentrations de mercure total plus faibles dans le sol (figure 3c.3, partie centrale). Lorsque la teneur en soufre total du sol augmentait de 1 %, on observait une augmentation de la concentration du mercure total dans le sol de 588 ppb, alors que cette même augmentation du carbone total entraînait une diminution de la concentration de mercure total dans le sol de 1,2 ppb. La relation positive entre le mercure total et le soufre total ($R^2 = 0,157$; valeur prédictive < 0,0001; figure 3c.3, partie inférieure) corrobore l'idée selon laquelle le soufre total contribue à l'accumulation de mercure en raison de la forte liaison Hg-SH-matière organique (Xia et al., 1999; Skyllberg et al., 2003). Lorsque le sol (ST, %) était exclu de l'analyse, le carbone total (sol, %) devenait un facteur de contribution positif important (HgT, ppb), car il existait une forte corrélation entre le sol (ST, %) et le carbone total (sol, %) [sol (ST, %) = 0.0071 CT $(sol, \%)0,76, R^2 = 0,90$].

Selon le site, la séquence globale des concentrations de mercure total dans les horizons L, F, H et A était la suivante : HgT (île, codé 1) supérieur à HgT (sol de la côte, codé 0) supérieur à HgT (partie continentale, codé -1). Cette séquence peut s'expliquer par l'exposition fréquente au brouillard au milieu de l'été le long des escarpements abrupts sur l'île Grand Manan. Les résultats obtenus indiquent qu'en moyenne, la concentration du mercure total sur l'île et dans la partie continentale différait de celle mesurée sur les côtes de +33,8 et de – 33,8 ppb, respectivement.

3c.4.3 Mercure dans les mousses

Les concentrations de mercure total dans plusieurs couches de mousse ont été mesurées par espèce et sont présentées au tableau 3c.1 et à la figure 3c.4. Les concentrations de mercure total obtenues sont les suivantes, de la plus élevée à la plus faible : Pleurozium schreberi (hypnum), Polytrichum juniperinum (polytric), Sphagnum et Ptilium cristacastrensis (hypne cimier). Dans les régions ayant fait l'objet de l'échantillonnage, les mousses couvraient environ le quart du sol de la forêt, la biomasse étant de 4,4 tonnes ha⁻¹ dans les secteurs occupés par la mousse. Selon Carter et Arocena (2000), les couches de *Pleurozium* sont soumises à des températures et à des déficits de pression de vapeur plus élevés que les couches de *Ptilium*; la première mousse est plus efficace pour ce qui est de retenir les cations entrants alors que la dernière augmente la quantité d'eau enrichie en matière organique dissoute et en métaux qui pénètre dans le sol minéral sous-jacent. Pleurozium est donc plus efficace que Ptilium pour ce qui est de retenir le mercure. Par contre, Sphagnum croît rapidement dans des conditions humides et lorsqu'elle est exposée au soleil et, en général, les espèces dominantes qui poussent plus lentement (Foster, 1984) retiennent l'eau qui s'v dépose ainsi que les cations séguestrés par la matière organique. dont le mercure (Matilainen et al., 2001). Toutefois, la dilution par croissance devrait limiter l'accumulation de mercure dans Sphagnum. Polytrichum et Ptilium connaissent généralement une bonne croissance dans les micro-sites bien drainés (p. ex. roches, billes, monticules, litière de la forêt). Polytrichum est « endohydrique » plutôt qu'« exohydrique », avant des structures semblables à des racines pour faciliter l'absorption capillaire de l'eau et des cations, y compris les complexes de mercure des substrats sous-jacents. La chute de litière sur les tapis de mousse entraînait une augmentation des concentrations de mercure total, et ce, pour toutes les mousses. En général, la mousse croît dans la litière fraîchement tombée (Frego et Carleton, 1995; Uchida et al., 2001) et accentue l'absorption de mercure par l'intermédiaire des processus de minéralisation et de décomposition de la litière dans la couche de mousse. Plus précisément, le mercure total dans la mousse

TABLEAU 3C.2 Résultats des modèles de régression multiple mettant en relation la variation du mercure total ou du log10 de mercure total dans le sol, les mousses et les champignons et des variables ayant contribué de manière significative à la régression. Dans ce tableau figure également le modèle de régression pour le facteur de bioconcentration (FBC) = HgT (champignon, ppb)/HgT (horizon F, ppb).

Variable dépendante	Variable de régression	Coefficient de régression	Erreurtype		Valeur p	R ²	Corrélation partielle avec la variable dépendante
log ₁₀ (Hg, ppb)	Point d'intersection	206.6	15.3	13.5	<0,0001		
dans les mousses	i tilialli oliota oaoti olioto	-178,8	7.7	-23,3	<0,0001	0.556	-0,90
	Sphagnum sp. ^a	-112,7	7.7	-14,6	<0,0001	0.693	-0,79
	Polytrichum juniperinuma	-69,8	7.5	-9,3	<0,0001	0.79	-0,64
	HgT (horizon F, ppb)	0.17	0.02	6.9	<0,0001	0.879	0.53
	ST (mousse, %)	339	76.2	4.5	<0,0001	0.888	0.37
	ST (horizon F, %)	-243,2	56	-4,4	<0,0001	0.903	-0,30
log ₁₀ (Hg, ppb)	Point d'intersection	160.8	12.3	13.1	- <0,0001		
dans les couches	Horizon F (HgT, ppb)	89.5	6.9	12.9	<0,0001	0.221	0.41
de sol	Horizon H (HgT, ppb)	137.1	14.8	9.3	<0,0001	0.321	0.31
	Épaisseur du substrat (cm)	-10,9	1.2	-9,1	<0,0001	0.391	0.3
	Emplacement ^c	33.8	4.2	8.1	<0,0001	0.431	0.27
	ST (sol, %)	588.2	76.5	7.7	<0,0001	0.454	0.26
	Pleurozium schreberib	58.3	10.6	5.5	<0,0001	0.468	0.19
	Sphagnum sp.b	44	8.2	5.3	<0,0001	0.485	0.18
	CT (sol, %)	-1,2	0.3	-4,5	<0,0001	0.498	0.16
log ₁₀ (Hg,	Cortinarius ^b	0.73	0.04	18.8	—<0,0001	0.145	0.77
ppb) dans les	Bankera ^b	0.82	0.06	14.3	<0,0001	0.247	0.67
fructifications fongiques	SDd	0.25	0.03	9.76	<0,0001	0.353	0.53
Torigiquos	Cantharellus ^b	-0,80	0.09	-9,17	<0,0001	0.417	-0,51
	log ₁₀ CT (horizon F,%)	0.8	0.11	6.95	<0,0001	0.456	0.11
	log ₁₀ ST (horizon F,%)	-0,67	0.12	-5,61	<0,0001	0.471	-0,09
	log ₁₀ ST (champignons,%)	0.47	0.09	5.17	<0,0001	0.753	0.32
	log ₁₀ HgT (horizon F, ppb)	0.4	0.07	5.44	<0,0001	0.764	0.21
	Lactarius ^b	0.26	0.05	4.73	<0,0001	0.784	0.29
	Chapeau, piede	-0,07	0.02	4.28	<0,0001	0.799	0.26
log, (FBC) pour	Point d'intersection	0.83	0.1	7.99	<0,0001		
log ₁₀ (FBC) pour les fructifications	SD ^d	0.25	0.03	7.81	<0,0001	0.114	0.408
fongiques	Cantharellus ^b	-0,83	0.11	-7,41	<0,0001	0.245	-0,388
	Cortinarius ^b	0.31	0.05	6.75	<0,0001	0.338	0.358
	Russulab	-0,41	0.06	-6,69	<0,0001	0.429	-0,355
	Bankera ^b	0.64	0.11	5.94	<0,0001	0.52	0.32
	Chapeau, piede	-0,22	0.04	-5,74	<0,0001	0.556	0.31
	Emplacement ^d	0.25	0.05	5.31	<0,0001	0.582	0.289
	Polytrichum juniperinum ^b	0.28	0.06	4.92	<0,0001	0.617	0.269
	Boletus ^b	0.85	0.18	4.86	<0,0001	0.641	0.266
	ST (horizon F, %)	-1,69	0.46	-3,70	0.0003	0.654	-0,205
	Pleurozium schreberib	0.19	0.06	3.41	0.0007	0.666	0.19

a Code pour Ptilium crista-castrensis, Sphagnum sp., Pleurozium schreberi, Polytrichum juniperinum : présent 1, absent 0. Code pour Cantharellus, Cortinarius, Russula, etc. : présent 1, absent 0.

c Code pour l'emplacement : continent –1, côte 0, et île 1.

d Code pour le stade de développement (SD) : émergent 1, mature 0, sénescent –1.

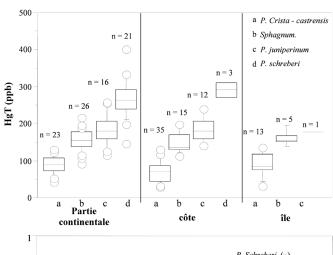
e Code pour chapeau : 1, pied : 0.

et le rapport entre le mercure total et le carbone ne variaient pas uniquement selon l'espèce (figure 3c.4, partie inférieure), mais augmentaient aussi avec l'augmentation du soufre total dans la mousse et avec l'augmentation du mercure total et la diminution du soufre total dans l'horizon F sous-jacent. Ces résultats ont été obtenus à l'aide de l'équation de régression suivante et donnaient un $R^2=0.90$:

HgT (mousses, ppb) = 206.0 - 178.8 Ptilium - 112.7 Sphagnum - 69.6 Polytrichum + 0.15 HgT (horizon F, ppb) + 339 ST (mousses, %) - 243.2 ST (horizon F, %)

et chaque espèce était codée 1 ou 0 selon si elle était présente ou absente. Par conséquent, les concentrations de mercure total dans la mousse étaient les plus élevées dans les couches de *Pleurozium*. On n'a dégagé aucune corrélation entre le site et le mercure dans les mousses sur la côte, dans la partie continentale ou sur l'île (figure 3c.4, partie supérieure). Cette tendance n'était pas très claire en raison de la taille d'échantillonnage insuffisante des mousses des quatre espèces et des trois sites d'échantillonnage. En général, les concentrations de mercure total dans la mousse augmentaient plus on s'approchait des sources d'émission de mercure (Migaszewski *et al.*, 2010; Kos *et al.*, 2012).





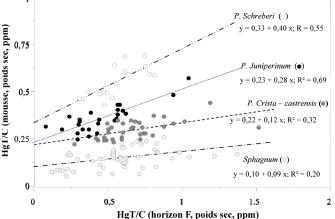


FIGURE 3C.4 Concentrations de mercure total (HgT, ppb) selon l'espèce de mousse et le site d'étude, y compris l'île, la côte et la partie continentale (partie supérieure); HgT/CT (ppm) selon l'espèce de mousse comparativement à HgT/CT (ppm) dans l'horizon F du sol de la forêt (partie inférieure). Adapté de Nasr et Arp (2011).

3c.4.4 Mercure dans les fructifications fongiques

Les concentrations de mercure total dans les échantillons de fructifications fongiques variaient grandement de plusieurs ordres de grandeur selon la famille, le genre et l'espèce (tableau 3c.1 et figure 3c.5). L'analyse de régression du mercure total dans les champignons a produit l'équation suivante (tableau 3c.2; $R^2 = 0.80$):

log10 (HgT, champignons, ppb) = 0,73 Cortinarius + 0,82 Bankera + 0,26 Lactarius - 0,80 Cantharellus

+ 0,25 SD + 0,07 chapeau/pied + 0,47 log10 de ST (chair fongique, %) + 0,4 log10 de HgT (horizon F, ppb) + 0,80 log10 de CT (horizon F, %) - 0,67 log10 de ST (horizon F, %)

Cette éguation met en lumière le fait que *Cortinarius*. Bankera, Lactarius et Cantharellus (tous codés 1 si présents et 0 si absents) présentaient des valeurs de concentration de mercure total particulièrement élevées. La partie du champignon, soit le chapeau ou le pied (noté par « chapeau/pied », codé 1 et 0, respectivement), et le stade de développement (SD; codé 1, 0 et -1 pour émergent, mature ou sénescent, respectivement) avaient également une incidence significative sur le mercure total; la concentration de mercure total dans le chapeau est supérieure à celle du pied, et la concentration de mercure total du champignon émergent est supérieure à celle du champignon mature, qui est supérieure à celle du champignon sénescent, Boletus edulis, Cortinarius armillatus, Cortinarius semisanguineus et Xanthoconium separans étant des exceptions dont les concentrations ne variaient pas selon le stade de développement (Nasr et Arp, 2012). Cette augmentation des concentrations de la substance du pied vers le chapeau est vraisemblablement liée à une répartition plus importante de la structure d'hydrocarbure vers le pied (Collin-Hansen et al., 2007; Kojo et Lodenius, 1989; Minagawa et al., 1980). Cette dernière équation, à l'égard des résultats relatifs au sol, indique que les concentrations de mercure total dans les champignons augmentent avec l'augmentation des concentrations de mercure total et la diminution des concentrations de soufre total dans le sol de la forêt. Une augmentation du mercure

total dans l'horizon F indiquerait une disponibilité accrue du mercure pour l'absorption par le mycélium, et une augmentation du soufre total dans l'horizon F indiquerait une rétention accrue du mercure total par rapport à l'absorption par le mycélium. En ce qui a trait au rapport entre le mercure total (champignons) et le mercure total (horizon F) comme facteur de bioconcentration (FBC), l'équation suivante et un $R^2=0,67$ ont été générés :

log10 (FBC) = 0,83 + 0,85 Boletus + 0,31 Cortinarius + 0,64 Bankera - 0,83 Cantharellus - 0,41

Russula + 0,25 SD + 0,22 chapeau/pied + 0,28 Polytrichum + 0,19 Pleurozium - 1,69 log10 de ST (horizon F) + 0,25 site

Les valeurs réelles du FBC variaient entre 0,1 et 45; Bankera, Boletus et Cortinarius présentaient les valeurs les plus élevées, et *Russula sp., Cantharellus* cibarius, Tylopilus plumbeoviolaceus, Craterellus tubaeformis, Amanita vaginata, Amanita fulva, Suillus viscidus, Hydnum repandum, Lactarius camphorates et Leccinum scabrum, les plus faibles. Selon cette équation, le FBC semble fortement influencé par le genre de champignon, étant positif pour *Boletus*, Cortinarius et Bankera et négatif pour Cantharellus et Russula. La présence de couches de Polytrichum et Pleurozium étaient également associée à un FBC plus élevé, alors qu'une augmentation du soufre total (horizon F) entraînait un résultat contraire. Une absorption accrue de mercure total par les champignons dans les couches de Polytrichum et Pleurozium découlerait d'une présence significative de biomasse de mycélium, qui est nettement plus importante dans les compartiments où l'on trouve des couches de mousses non photosynthétiques que dans ceux où l'on trouve des couches de mousses photosynthétiques (Davey et al., 2009).

En ce qui concerne l'absorption de mercure spécifique à l'espèce et le transport subséquent du mercure dans le mycélium vers les fructifications fongiques, il semble exister une relation entre la bioaccumulation du mercure, l'aire de répartition du mycélium et la longévité du mycélium. À titre d'exemple, les faibles accumulateurs de mercure, tels que *Cantharellus cibarius*, ont des mycéliums de courte durée de vie

(moins de deux mois) et se limitent habituellement à une profondeur de 5 cm du sol de la forêt (Danell et Eaker, 1992). L'aire de répartition du mycélium de *Russula*, qui présente également des valeurs faibles pour le FBC et le mercure total, est quelque peu plus étendue, allant de 5 à 12 m de la base de l'arbre symbiotique (apex des racines fin; Peter *et al.*, 2001). En revanche, *Cortinarius* et *Suillus* élaborent des mycéliums à longue durée de vie et à grande aire de répartition (Koide *et al.*, 2005) : *Cortinarius* présente les valeurs les plus élevées pour le mercure total et le FBC et son mycélium pousse dans les horizons F à A; *Suillus* présente les valeurs les plus faibles pour le

mercure total et le FBC et son mycélium pousse dans l'horizon B, où la disponibilité globale du mercure est plus limitée (Landeweert et al., 2003). De même, les mycéliums d'Amanita virosa et d'Amanita vaginata poussent dans les horizons F et B, respectivement (Dickie et al., 2002), l'Amanita virosa présentant des valeurs pour le mercure total et le FBC trois fois plus élevées que celles de l'Amanita vaginata. Le mycélium de Boletus pousse habituellement dans l'horizon Ah enrichi en matière organique, ce qui contribue sans doute aux valeurs élevées qui lui sont associées pour le mercure total et le FBC.

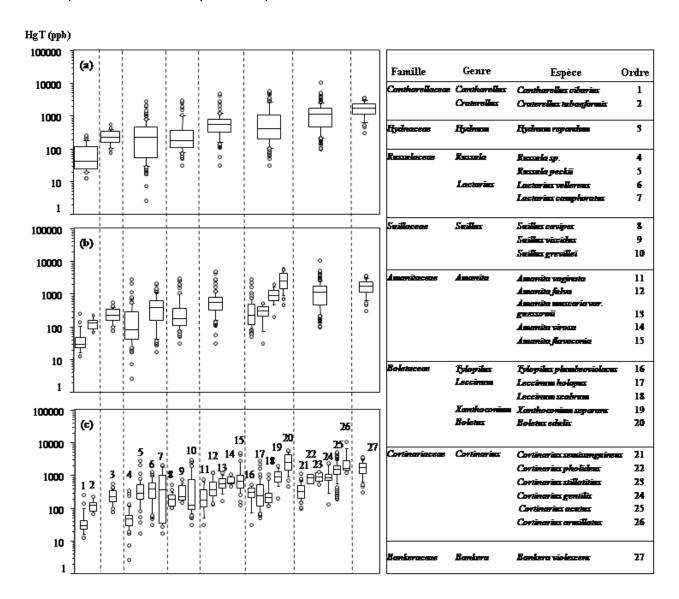


FIGURE 3C.5. Fructifications fongiques ectomycorhiziennes (ppb) par ordre taxonomique : a) famille (partie supérieure); b) genre (partie centrale); c) espèce (partie inférieure). Adapté de Nasr et Arp (2011).

TABLEAU 3C.3 Exemple de valeurs représentatives estimées pour les bassins et les concentrations de mercure total et de carbone total dans le sol et la végétation selon le compartiment de la biomasse et selon la couche de sol et de mousse en fonction de l'épaisseur et de la densité apparente. Le tableau montre également la proportion estimée entre les bassins de mercure total géogénique et de mercure total séquestré de l'atmosphère (« HgT_{geo} » et « HgT_{atm} », respectivement), ainsi que le rapport entre le « HgT_{atm} »/HgT_{feuillage} et le HgT/CT.

	Épaisseur ^{a, b} cm	Densité ^a g cm ⁻³	Masse _{totale} a tonnes ha ⁻¹	CT %ª	tonnes ha ⁻¹	HgT ppb ^a	g ha ⁻¹	Masse _{min} tonnes ha ⁻¹	HgT _{geo} h g ha ⁻¹	HgT _{atm} i	HgT / HgT _{feuillage}	HgT _{atm} /CT ppm
Feuillage	-	-	8	53,2 ^d	4.3	40	0.32	-	-	0.32	1.0	0.075
Bois	-	-	100	52 ^d	52.0	4.8	0.48	-	-	0.48	1.0	0.009
Écorce			18	55	9.9	46	0.83	-	-	0.83	1.7	
Grosses racines	-	-	24	50 ^d	12.0	47	1.14	-	-	1.14	2.4	0.095
Petites racines (< 5 mm)			2	49,5 ^d	1.2	300b	0.72			0.72	1.5	0.61
Total de la biomasse	-	-	154	51.4	79	-	3.5	-	-	3.5	7	0.04
L	2	0.12	24	49.5	11.9	141	3.4	-	-	3.4	7	0.28
F	5	0.15	75	44.9	33.7	259	19.4	-	-	19.4	40	0.58
Н	3	0.18	54	36.8	19.9	305	16.5	-	-	16.5	34	0.83
Ah	4	1.10	440	5.0	22.0	144	63.4	402	8.0	55.3	115	2.51
Ae	4	1.30	520	0.6	3.1	40	20.8	515	10.3	10.5	22	3.37
Bhf	10	1.10	1,100	2.8	30.8	102	112.2	1,047	20.9	91.3	190	2.96
Bf	10	1.25	1,250	1.8	22.5	88	110.0	1,211	24.2	85.8	179	3.81
BC	20	1.40	2,800	0.5	14.0	35	98.0	2,776	55.5	42.5	89	3.03
С	30	1.70	5,100	0.1	5.1	22	112.2	5,091	101.8	10.4	22	2.03
Total du sol	88	-	11,670	-	162.9	-	555.8	11,042	220.8	342.0	712	2.10
Mousses	-	-	1 ⁹	45.1	0.5	200	0.2	-	-	0.2	0	0.44
	-	-	0,017°	45.5	0.008	720	0.012	-	-	0.012	0.03	1.58
Mycélium	-	-	0,8 d,e		0.38	244 ^e	0.24	-	-	0.24	0.51	0.54

a Étude étayée par Johnson et Lindberg (1992), Cairns et al. (1997), Li et al. (2003), Xing et al. (2004), Hazlett et al. (2005), Neilson et al. (2007).

Détails pour la biomasse

Johnson et Lindberg (1992): Moyennes représentatives pour le CT pour la biomasse et la matière organique du sol dans les types de forêt tempérée à boréale; forêt de conifères, valeur plus élevée; forêt de feuillus, valeur plus faible.

Cairns et al. (1997): Biomasse racinaire souterraine ≈ 0.2 biomasse aérienne; fraction racinaire fine ≈ 0.15 , plage ≈ 0.03 à 0.25, conifères < feuillus. Li et al. (2003): BR (conifères) = 0.222 BA; BR (feuillus) = 1,58 BA^{0.615}; BRF = 0.354 exp(-0.060 BR) + 0.072 (tout);

BR: Biomasse racinaire, BRF: Biomasse racinaire fine, BA: Biomasse aérienne.

Neilsen et al. (2007) : La biomasse à l'échelle du peuplement augmente avec l'âge du peuplement, variant de 180 à 240 t ha⁻¹ a⁻¹ à la maturité; étude de cas au NouveauBrunswick.

Porada et al. (2013): Estimation globale par hectare pour les mousses et les lichens.

^b Wang et al. (2012) : HgT à la baisse de ≈ 400 ppb, pour les extrémités racinaires fines, à ≈200 ppb pour les petites racines d'ordre supérieur.

^c Kranabetter et Kroeger (2001); ^aBååth (1980); ^eSöderström (1979); ¹Johanson et al. (2004); ^aPorada et al. (2013).

 $^{^{\}rm h}$ « ${\rm HgT}_{\rm qeo}$ » fixé à 20 ppb, c.àd. limite inférieure pour le ${\rm HgT}$ dans les sols forestiers et les sols de till (Clifford et al., 2010). $^{\rm h}$ ${\rm HgT}_{\rm atm}$ = ${\rm HgT}$ - ${\rm HgT}_{\rm qeo}$.

3C.5 TAILLE DES BASSINS, TAUX DE TRANSFERT ET BILANS MASSIQUES

Les valeurs types des bassins de biomasse, de carbone total et de mercure total sont présentées dans le tableau 3c.3 selon la composante de la végétation (feuillage, bois, racines) et la couche de sol en fonction de la profondeur et de la densité. Ce tableau montre ce qui suit : mercure total dans le sol minéral >> mercure total dans le sol de la forêt >> mercure total dans la végétation vasculaire >> mercure total dans la mousse ≈ mycélium >> fructifications fongiques.

En général, les tailles des bassins du sol sont grandes par rapport aux taux d'entrée et de sortie du mercure total dans le sol et dans la végétation des zones sèches tirés des ouvrages scientifiques.

- À titre d'exemple, les taux de dépôts atmosphériques du mercure atteignent environ 170 mg ha⁻¹ a⁻¹ (Schelker et al., 2011).
- 2. De plus, les taux d'altération du sol pour le mercure varient entre 0,2 et 3 mg ha⁻¹ a⁻¹ (St. Louis *et al.*, 1996; Grigal, 2003).
- 3. Les pertes par lessivage du sol de la forêt équivalent à environ 120 mg ha⁻¹ a⁻¹, si l'on suppose une concentration moyenne de matière organique dissoute de 50 mg L-1, un taux de lessivage du sol de la forêt de 1 000 mm a⁻¹ et une valeur de mercure total (gL⁻¹) = 0,86 matière organique dissoute (mg L⁻¹)0,67 (Meng *et al.*, 2006; Jutras *et al.*, 2011). Ces valeurs correspondent à l'estimation de 120 150 mg ha⁻¹ a⁻¹ de Demers *et al.* (2007).
- 4. Les valeurs de la volatilisation du mercure provoquée par des réactions biologiques et photochimiques à partir du sol de la forêt varient entre environ 10 et 70 mg ha⁻¹ a⁻¹ (Choi et Holsen, 2009; Hartman *et al.*, 2009).
- Les pertes de mercure des cours d'eau se trouvant dans des bassins versants de zones forestières sèches, causées par l'intermédiaire de la matière organique contenant du carbone organique

- particulaire et du carbone organique dissous, représentent 10 % du mercure total présent dans la chute de litière, l'écoulement sur écorce et la pluie au sol (Grigal *et al.*, 2000; Nelson *et al.*, 2007; Kolka *et al.*, 2011). Dans le cas des régions exposées à l'érosion (bassins versants à terrain découvert et taux de précipitations élevés), cette proportion grimperait à 50 % (Shanley *et al.*, 2008). Environ 20 mg ha⁻¹ a⁻¹ de mercure total pénètre dans les cours d'eau combiné au carbone organique dissous (Schelker *et al.*, 2011). Par conséquent, une grande partie du mercure lessivé du sol de la forêt par le carbone organique dissous demeure dans le sol minéral sous-jacent.
- 6. Les zones forestières sèches stockent la majeure partie du mercure total provenant des dépôts atmosphériques, mais ce n'est pas le cas dans les portions humides des zones sèches, où la majeure partie du mercure total (provenant des régions environnantes et de l'atmosphère) s'y trouvant y pénètre dans le débit des cours d'eau et par volatilisation (Selvendiran et al., 2008).

Le bassin de mercure total géogénique estimé (« HgT_{qeo} ») à l'aide d'une concentration de mercure total dans les matériaux d'origine du sol (principalement du till) de 20 ppb (limite inférieure selon l'étude de Clifford et al., 2010) donnait une valeur de 342 g ha-1 comme bassin de mercure total dans le sol provenant de l'atmosphère, tel qu'il est indiqué au tableau 3c.3 (« HgT_{atm} »). Lorsqu'on compare cette valeur à la valeur du bassin de mercure total dans le feuillage (0,32 g ha-1), on peut supposer qu'il faudrait environ 1 000 couches de feuillage pour obtenir une valeur équivalente à l'accumulation actuelle du mercure total. La période est semblable à celle à laquelle on pourrait s'attendre selon l'âge de la matière organique du sol, qui passe généralement de quelques années dans l'horizon L à plus de 1 000 ans plus la profondeur du sol augmente et plus l'association entre la matière organique et les minéraux argileux est importante (Becker-Heidmann et Scharpenseel, 1992). L'accumulation correspondante de mercure total dans le sol en raison de l'altération du sol serait de 0,2 à 3 g ha-1 approximativement, et la quantité perdue de la substance à partir du sol par lessivage et volatilisation serait de 20 et de 10 à 70 q ha-1, respectivement.

Toutes ces valeurs semblent indiquer que le mercure de l'atmosphère séquestré dans les forêts s'accumule et s'ajoute graduellement dans un bassin de mercure géogénique de 220 g ha-1. Il convient de noter que le rapport « HgT_{atm} »/CT passe de 0,009 (bois) et de 0,075 (feuillage) à 0,28, à 0,58 et à 0,83 ppm dans les horizons L. F et H. respectivement, et atteint de 2.0 à 3.8 ppm dans les couches de sol minéral. En général, ces valeurs correspondent à la page générale du mercure total/carbone organique particulaire de 0,5 à 2,0 pour le ruissellement, l'écoulement hypodermique ainsi que l'eau des tourbières et des cours d'eau, selon les données tirées des études de Kolka et al. (2001, 2011) et de Shanley et al. (2008). En outre, une plage similaire s'applique aux sédiments des lacs et des cours d'eau (Nasr et Arp, PRQA 2013). Par conséquent, la plupart des bassins de « HgT_{atm} » séguestré de l'atmosphère figurant au tableau 3c.3 semblent exister sous forme de complexe organique et sont transférés ainsi aux cours d'eau et aux sédiments dans des proportions semblables de HgT/CT.

Les bassins de mercure total dans le feuillage, les mousses et les champignons sont assez petits. On y trouve toutefois une accumulation dynamique de mercure année après année, de sorte qu'ils constituent une plateforme d'absorption de mercure rafraîchie annuellement pour les herbivores et les omnivores. Le dernier rapport du BRI (2013) fournit des données sur l'ampleur de la bioaccumulation terrestre chez les invertébrés, les oiseaux chanteurs et les chauves-souris en mettant en relation le mercure total dans le sang et les préférences alimentaires spécifiques des espèces. Comme dans le cas des données figurant au tableau 3c.1, les concentrations de mercure total dans le sang augmentent selon les préférences alimentaires, du couvert (chaîne alimentaire dominée par le feuillage) vers le sol (chaîne alimentaire dominée par les décomposeurs).

3C.6 RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS

Les concentrations de mercure total dans les échantillons de sol et de végétation recueillies au cours de cette étude variaient grandement de plusieurs ordres de grandeur selon la couche de sol et l'espèce. En général, les tissus des plantes nouvellement formés, tels que le feuillage, les fleurs et les petits fruits, présentaient des concentrations de mercure total faibles, mais les parties des plantes à durée de vie plus longue, autres que le bois (xylème), présentaient des concentrations de mercure total plus élevées. Les échantillons de sol et de végétation contenaient des concentrations de mercure total plus élevées lorsque les concentrations de soufre total étaient plus élevées également. Toutefois, une concentration plus élevée de soufre total dans le sol semblait entraîner une diminution des concentrations de mercure total dans la mousse et les champignons. Dans les champignons, la concentration de mercure total était plus élevée dans les chapeaux que dans les pieds et diminuait chez certaines espèces selon le stade de développement, vraisemblablement en raison de la dilution par croissance ou des pertes de la substance liées à l'âge.

En ce qui concerne les activités de biosurveillance du mercure total, il faut cibler les espèces qui se trouvent également réparties dans les sites d'échantillonnage de la forêt, comme *Usnea*. Une mousse à croissance lente qui accumule le mercure, telle que *Pleurozium*, serait également une espèce utile dans le cadre de l'échantillonnage du mercure total lorsque les sols ne sont pas enneigés. L'échantillonnage des champignons est possible pendant certaines saisons seulement; toutefois, chez quelques espèces, comme mycélium, l'absorption de mercure se produit tout au long de l'année. En ce qui concerne les champignons, Boletus, Bankera et Cortinarius représentent les meilleures espèces à prélever, car les concentrations de mercure total mesurées dans leur chapeau et leur pied demeurent stables pendant leur développement, et leur mycélium mycorhizien a une grande portée et une longue durée de vie. Il convient de noter que certains facteurs, comme les effets spatiaux, étaient significatifs relativement aux concentrations de mercure total dans le sol, les lichens, les mousses

et les champignons. La représentativité et la taille des échantillons doivent donc être suffisantes pour quantifier les effets spatiaux propres à des tissus et à des espèces dans les zones d'échantillonnage.

Les modèles de régression relevaient entre 49 et 90 % des variations du mercure total dans le sol, du mercure total dans la mousse, du log10 de mercure total dans les champignons et du log10 du FBC. Dans chaque milieu (sol. mousse, champignons), on a établi une corrélation positive entre le soufre total et le mercure total, mais le soufre total dans le sol avait une incidence négative sur le mercure dans la mousse et les champignons. Comme il existait une corrélation positive entre le mercure total dans la mousse et les champignons et le mercure total dans le sol, ainsi qu'une corrélation entre le mercure total dans le sol et le site (île > côte > partie continentale), il est raisonnable de supposer que la concentration de mercure total dans la mousse et les champignons peut varier selon le site. En général, la concentration du mercure accumulé dans le sol et la végétation diminuait plus on s'éloignait des sources de mercure (Sullivan et al., 2005; Selin et Jacob, 2008). Bien qu'il serait possible de limiter l'échantillonnage du mercure total dans le sol à l'horizon F seulement, le fait d'inclure des échantillons de l'horizon C à faible teneur en matière organique fournirait des données sur la taille du bassin de mercure total géogénique dans le sol minéral.

Selon la comparaison des tailles des bassins provenant de mercure total, l'accumulation graduelle des dépôts de mercure dans le sol se produirait sur une période d'au moins mille ans en raison du taux relativement faible d'entrée et de sortie du mercure entre les couches. Cette accumulation accroîtrait le bassin de mercure total géogénique existant, et on a estimé qu'elle correspondrait approximativement aux deux tiers de l'ensemble du bassin de mercure total. Cette répartition augmenterait, favorisant le bassin de mercure total géogénique où : (i) la concentration des matériaux d'origine du sol, y compris les minéraux enrichis en mercure, est généralement supérieure à 20 ppb; (ii) le taux de séquestration du mercure de l'atmosphère est faible en raison des surfaces dégagées, désertiques et gelées de facon permanente; (iii) les sols et les substrats rocheux

sont contaminés en raison d'activités passées ou présentes entraînant la présence de mercure, comme l'extraction d'or de gisements aurifères (Parsons et al., 2012, 2013). Des travaux supplémentaires permettant de savoir la proportion exacte du mercure total dans la phase minérale du sol par rapport à la phase organique préciseraient l'analyse mentionnée précédemment et constitueraient un complément aux activités actuelles visant à estimer les bilans massiques et les bassins de mercure total dans les différents bassins versants et les différents sites.

3C.7 RÉFÉRENCES

Adriano, D.C. 2001. Trace elements in terrestrial Environments. In: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals - 2nd ed. ISBN 0-387-98678-2.

Amirbahman, A., Fernandez, I.J. 2012. The role of soils in storage and cycling of mercury. In: Mercury in the Environment: Pattern and Process. Bank, M.S. (ed). University of California Press. Chapter 7, 99-118.

Bååth, E. 1980. Soil fungal biomass after clear-cutting of a pine forest in central Sweden. Soil Biol. Biochem., 12, 495–500.

Bash, J.O., Bresnahan, P., Miller, D.R. 2007. Dynamic surface interface exchanges of mercury: a review and compartmentalized modeling framework. J Applied Meteorology Climatology. 46, 1606-1618.

Becker-Heidmann, P., Scharpenseel, H.-W. 1992. The use of natural ¹⁴C and ¹³Cin soils for studies on global climate change. Radiocarbon, 34, 535-540.

Berg T, Fjeld E, Steinnes E. 2006. Atmospheric mercury in Norway: contributions from different sources. Science of the Total Environment 368, 3-9.

Blum, J.D., Johnson, M.W., Gleason, J.D., Demers, J.D., Landis, M.S. and Krupa, S. 2012. Mercury concentration and isotopic composition of epiphytic tree lichens in the Alberta Oil Sands Region. In: Alberta Oil Sands: Energy, Industry and the Environment (Percy, K.E. ed.), 1st Edition, Chapter 16. Elsevier.

Branquinho C. 2001. Lichens. In: Metals in the environment: analysis by biodiversity. Prasad MNV (ed.), Marcel Dekker, New York, NY, USA, pp.117–157.

BRI - Biodiversity Research Institute. 2012. Mercury contamination within terrestrial ecosystems in New England and Mid-Atlantic States: profiles of soil, invertebrates, songbirds, and bats. 100 p.

Brunnert, H., Zadrazil, F. 1980. Translocation of cadmium and mercury in straw columns colonized by the fungus Pleurotus Cornucopiae Paul Ex Fr. European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology 10, 145-154.

Burt, M.D.B., Wells, P.G. (eds). 30 April 2010. Threats to the health of the Bay of Fundy: Potential problems posed by pollutants. Proceedings of a workshop organized under the auspices of BoFEP's Working Group on Stress and Cumulative Effects, Fairmount Algonquin Hotel, St. Andrews, New Brunswick. Bay of Fundy Ecosystem Partnership, Wolfville, NS. Technical Report No. 5. 72 p.

Bushey, J.T., Nallana, A.G., Montesdeoca, M.R., Driscol, C.T. 2008. Mercury dynamics of a northern hardwood canopy. Atmospheric Environment 42, 6905–6914.

Cai, Y., Jaffe, R., Jones, R.D. 1999. Interactions between dissolved organic carbon and mercury species in surface waters of the Florida Everglades. Applied Geochemistry 14, 395-407.

Cairns, M.A., Brown, S., Helmer, E.H., Baumgardner, G.A. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. Oecologia 111, 1-11.

Campbell, H.E. 2006. Examination of glacial dispersal and use of cold vapor atomic fluorescence spectrometry at Mount Fronsac North, N.B. UNB MSc. Thesis, 502 pp.

Canadian Soil Information System (CanSIS). 2008. Soil Survey Report of Southwestern New Brunswick. http://sis.agr.gc.ca/cansis/publications/nb/nb4/intro.html.

Carter, D.W., Arocena, J.M. 2000. Soil formation under two moss species in sandy materials of central British Columbia (Canada). Geoderma 98, 157-176.

Chadwick, S.P., Babiarz, C.L., Hurley, J.P., Armstrong, D.E. 2006. Influences of iron, manganese, and dissolved organic carbon on the hypolimnetic cycling of amended mercury, Science of the Total Environment 368, 177-188.

Chudzy ski, K., Bielawski, L., Falandysz, J. 2009. Mercury bio-concentration potential of larch bolete, Suillus grevillei, Mushroom. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 83,275-279.

Choi, H.D., Holsen, T.M. 2009. Gaseous mercury fluxes from the forest floor of the Adirondacks, Environmental Pollution 157, 592-600.

Clifford, M.J., Hilson, G.M., Hodson, M.E. 2010. In: Trace elements in soils (Hooda, P.S. ed.). Blackwell Publishing Ltd. Chapter 21, 497-515.

Collin-Hansen, C., Andersen, R.A., Steinnes, E. 2003. Isolation and N-terminal sequencing of a novel cadmium-binding protein from Boletus edulis. Journal of Physics 107, 311-314.

Danell, E., Eaker, D. 1992. Amino-acid and total protein-content of the edible mushroom Cantharellus-Cibarius (Fries). Journal of the Science of Food and Agriculture 60, 333-337.

Davey, M.L., Nybakken, L. Kauserud, H. Ohlson, M. 2009. Fungal biomass associated with the phyllosphere of bryophytes and vascular plants, Mycological Research 113, 1254-1260.

Davis, A., Bloom, N.S., Hee, S.S.Q. 1997. The environmental geochemistry and bioaccessibility of mercury in soils and sediments: A review. Risk Analysis 17, 557-569.

Demers, J.D., Driscoll, C.T., Fahey, T.J., Yavitt, J.B. 2007. Mercury cycling in litter and soil in different forest types in the Adirondack region, New York, USA. Ecological Applications, 17, 1341–1351

Demirbas, A. 2001. Heavy metal bioaccumulation by mushrooms from artificially fortified soils. Food Chemistry 74, 293-301.

Dickie, I.A., Xu, B., Koide, R.T. 2002. Vertical niche differentiation of ectomycorrhizal hyphae in soil as shown by T-RFLP analysis. New Phytologist 156, 527-535.

Duffy, L.K., Kaiser, C., Ackley, C. Richter, K.S. 2001. Mercury in hair of large Alaskan herbivores: routes of exposure. Alces 37, 293-301.

Ericksen, J.A., Gustin, M.S., Schorran, D.E., Johnson, D.W., Lindberg, S.E., Coleman, J.S. 2003. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. Atmospheric Environment 37, 1613-1622.

Evans, C.A., Hutchinson T.C. 1996. Mercury accumulation in transplanted moss and lichens at high elevation sites in Quebec. Water Air and Soil Pollution 90. 475-488.

Evers, D.C., Han,Y.J., Driscoll, C.T., Kamman, N.C., Goodale, M.W., Lambert, K.F., Holsen, T.M., Chen, C.Y., Clair, T.A. and Butler, T. 2007. Biological mercury hotspots in the northeastern United States and southeastern Canada. Bioscience 57, 29-43.

Faïn, X., Helmig, D., Hueber, J., Obrist, D., and Williams, M. M. 2012. Mercury dynamics in the Rocky Mountain, Colorado, Snowpack, Biogeosciences Discuss. 9, 15423-1545.

Falandysz, J., Lipka, K., Mazur, A. 2007a. Mercury and its bioconcentration factors in fly agaric (Amanita muscaria) from spatially distant sites in Poland. Journal of Environmental Science and Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering 42, 1625-1630.

Falandysz, J., Frankowska, A., Mazur, A. 2007b.

Mercury and its bioconcentration factors in

King Bolete (Boletus edulis) Bull. Fr., Journal of

Environmental Science and Health, Part A - Toxic/

Hazardous Substances and Environmental Engineering

42, 2089-2095.

Foster, D.R. 1984. The Dynamics of Sphagnum in Forest and Peatland Communities in Southeastern Labrador, Canada. Arctic 37, 133-140.

Frego, K.A., Carleton, T.J. 1995. Microsite Tolerance of Four Bryophytes in a Mature Black Spruce Stand: Reciprocal Transplants. The Bryologist 98, 452-458.

Frescholtz, T.E, Gustin, M.S., Schorran, D.E., Fernandez, G.C. 2003. Assessing the source of mercury in foliar tissue of quaking aspen. Environmental toxicology and chemistry / SETAC 22, 2114-2119.

Fu, X., Feng X., Zhu, W., Rothenberg, S., Yao, H., Zhang, H. 2010. Elevated atmospheric deposition and dynamics of mercury in a remote upland forest of southwestern China Environmental Pollution. 158, 2324–2333.

Gabriel, M.C., Williamson, D.G. 2004, Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment. Environmental Geochemistry and Health 26, 421-434.

Garty J. 2001. Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: Theory and application. Critical Reviews in Plant Sciences 20, 309–371.

Gjengedal, E., Steinnes, E. 1990. Uptake of metal-ions in moss from artificial precipitation. Environmental Monitoring and Assessment 14, 77-87.

Glooschenko, W.A., Capobianco, J.A. 1978. Metal content of Sphagnum mosses from two Northern Canadian bog ecosystems. Water, Air, and Soil Pollution 10, 215-220, doi: 10.1007/BF00464716.

Gnamuš A., Byrne A.R., Horvat M. 2000, Mercury in the Soil-Plant-Deer-Predator food chain of a temperate forest in Slovenia. Environmental Science and Technology 34, 3337-3345.

Goodwin, T.A. 2005. Geogenic mercury in glacial till, Kejimkujik National Park. In: Mercury Cycling in a Wetland-Dominated Ecosystem: A Multidisciplinary study. O'Driscoll, N.J., Rencz, A.N., Lean, D.R.S. (eds.). Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Pensacola, Fla. pp. 229-246.

Gramatica, P., Battaini, F., Giani, E., Papa, E., Jones, R.J.A., Cenci, R.M. 2006. Multivariate analysis of heavy metal concentrations in soils and mosses of two North-Italy regions. Fresenius Environmental Bulletin 15, 731–737.

Grigal, D.F., Kolka, R.K., Fleck, J.A., Nater, E.A. 2000. Mercury budget of an upland-peatland watershed. Biogeochemistry 50, 95–109,

Grigal, D.F. 2003. Mercury sequestration in forests and peatlands: A review. J. Env. Qual. 32, 393-405.

Halonen P. 2000. Studies on the lichen genus Usnea in east Fennoscandia and pacific North America. Oulu University Library. ISBN 951-42-5524-0

Hall, B.D., St. Louis, V.L. 2004. Methylmercury and total mercury in plant litter decomposing in upland forests and flooded landscapes. Environ. Sci. Technol. 38, 5010 – 5021.

Hazlett, P.S.W., Gordon, A.M., Sibley, P.K., Buttle, J.M. 2005. Stand carbon stocks and soil carbon and nitrogen storage for riparian and upland forests of boreal lakes in northeastern Ontario. Forest Ecology and Management 219, 56–68.

Isildak, O., Turkekul, I., Elmastas, M., Tuzen, M. 2004. Analysis of heavy metals in some wild-grown edible mushrooms from the Middle Black Sea region, Turkey. Food Chemistry 86, 547-552.

Hartman, J.S., Weisberg, P.J., Pillai, R., Erikson, J.A., Kuiken, T., Lindgerg, S.E. Zhang, H., Rytuba, J.J., Gustin, M.S. 2009. Application of a rule-based model to estimate mercury exchange for three background biomes in the continental United States. Environ. Sci. Technol., 43, 4989–4994

Hinton, J. 2002. Earthworms as a bioindicator of mercury pollution in an artisanal gold mining community, Cachoeira do Piriá, Brazil. MASc Thesis, UBC.

Jardine, T.D., Kid, K.A., Cunjak R.A, Arp, P.A. 2009. Factors affecting Water Strider (Hemiptera: Gerridae) mercury concentrations in lotic systems. Environ Toxicol Chem. 28, 1480-1492.

Johanson, K.J., Nikolova, I., Taylor, A.F.S. 2004. Uptake of elements by fungi in the Forsmark area. Swedish University of Agricultural Sciences Technical Report TR-04-26, 87 pp.

Johnson, D.W., Benesch, J.A., Gustin, M.S., Schorran, D.S., Lindberg, S.E., Coleman, J.S. 2003. Experimental evidence against diffusion control of Hg evasion from soils. Sci Total Environ. 304, 175-84.

Johnson, D.W., Lindberg, S.E. 1992. Atmospheric deposition and forest nutrient cycling. Ecological Studies 91, Springer Verlag. 707 pp.

Jutras, M.-F., Nasr, M., Castonguay, M., Pit, C., Pomeroy, J.H., Smith, T.P., Zhang, C.-F., Ritchie, C.D., Meng, F.-R., Clair, T.A., Arp. P.A. 2011. Dissolved organic carbon concentrations and fluxes in forest catchments and streams: DOC-3 model. Ecological Modelling 22, 2291-2313, ISSN 0304-3800.

Kalac, P., Niznanska, M., Bevilaqua, D., Staskova, I. 1996. Concentrations of mercury, copper, cadmium and lead in fruiting bodies of edible mushrooms in the vicinity of a mercury smelter and a copper smelter. Science of the Total Environment 177, 251-258.

Kerin, E.J., Gilmour, C.C., Roden, E. Suzuki, M.T., Coates, J.D., Mason, R.P. 2006. Mercury Methylation by Dissimilatory Iron-Reducing Bacteria. Applied and Environmental Microbiology. 72(12), 7919–7921. doi: 10.1128/AEM.01602-06.

Kirk, J.L., St. Louis, V.L., Sharp, M.J. 2006. Rapid reduction and reemission of mercury deposited into snowpacks during atmospheric mercury depletion events at Churchill, Manitoba, Canada. Environ. Sci. & Technol. 40, 7590-7596.

Kolka, R.K., Nater, E.A., Grigal, D.F., Verry, E.S. 1999. Atmospheric inputs of mercury and organic carbon into a forested upland bog watershed. Water Air and Soil Pollution 113, 273-294.

Kolka, R.K., Grigal, D.F. Nater, E.A., Verry, E.S. 2001. Hydrologic cycling of mercury and organic carbon in a forested upland—bog watershed. Soil Science Society of America Journal 65, 897-905.

Kolka, R.K., Mitchell, C.P.J., Jeremiason, J.D., Hines, N.A., Grigal, D.F., Engstrom, D.R., Coleman-Wasik, J.K., Nater, E.A., Swain, E.B., Monson, B.A., Fleck, J.A., Johnson, B., Almendinger, J.E., Branfireun, B.A., Brezonik, P.L., Cotner, J.B. 2011. Mercury Cycling in Peatland Watersheds. In: Peatland Biogeochemistry and Watershed Hydrology at the Marcell Experimental Forest (Brooks, K.N., ed.). CRC Press, Chapter 11, 349–370.

Koide, R.T., Xu, B., Sharda, J. 2005. Contrasting belowground views of an ectomycorrhizal fungal community. New Phytologist 166, 251-262.

Kojo, M.R., Lodenius, M. 1989. Cadmium and mercury in macrofungi - mechanisms of transport and accumulation. Angewandte Botanik 63, 279-292.

Kos, A., Rajfur, M., Šrámek, I., Wacawek, M. 2012. Mercury concentration in lichen, moss and soil samples collected from the forest areas of Praded and Glacensis Euroregions (Poland and Czech Republic). Environ. Monit. Assess. 184, 6765- 6774.

Kranabetter J.M. Kroeger, P. 2001. Ectomycorrhizal mushroom response to partial cutting in a western hemlock—western redcedar forest. Can. J. Forest Res., 31, 978–987.

Laacouri, A. 2013. The distribution and uptake dynamics of mercury in leaves of common deciduous tree species in Minnesota, USA. MSc Thesis. University of Minnesota, 105 p.

Laiho, R., Ojanen, P., Ilomets, M., Hájek, T., Tuittila, E.-S. Moss production in a boreal, forestry-drained peatland. Boreal Environment Research 16, 441–449. Landeweert, R., Leeflang, P., Kuyper, T.W., Hoffland, E., Rosling, A., Wernars, K., Smit, E. 2003. Molecular

identification of ectomycorrhizal mycelium in soil horizons. Applied and Environmental Microbiology 69, 327-333.

Li, Z., Kurz, SW.A., Apps, M.J., Beukema, S.J. 2003. Belowground biomass dynamics in the Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector: Recent improvements and implications for the estimation of NPP and NEP. Can. J. For. Res.33, 126–136.

Liu, G., Cabrera, J., Allen, M., Cai, Y. 2006. Mercury characterization in a soil sample collected nearby the DOE Oak Ridge Reservation utilizing sequential extraction and thermal desorption method. Science of the Total Environment 369, 384-392.

Literature Review on Mercury Studies in U.S. National Parks. 2006. http://www2.nature.nps.gov/air/Studies/air toxics/docs/MercuryStudiesTable.pdf).

Martínez-Trinidad, S., Silva, G.H., Islas, M.E.R., Reyes, J.M., Munguía, G. S., Valdez, G. S., Martínez, R.G. 2013. Total mercury in terrestrial systems (air-soil-plant-water) at the mining region of San Joaquín, Queretaro, Mexico. Geofísica Internacional 52-1, 43-58.

Matilainen, T., Verta, M., Korhonen, H., Uusi-Rauva, A., Niemi, M. 2001. Behavior of mercury in soil profiles: impact of increased precipitation, acidity, and fertilization on mercury methylation. Water Air and Soil Pollution 125, 105-119.

Meng, F.-R., Arp, P.A, Sangster, A., Brun, G.L., Rencz, A.N., Hall, G.E., Holmes, J., Lean, D.R.S., Clair, T.A.2005. Modeling dissolved organic carbon, total and methyl mercury in Kejimkujik freshwaters, O'Driscoll, N.J., Rencz, A.N., and Lean, D.R.S.,eds., Mercury Cycling in a Wetland - Dominated Ecosystem: A Multidisciplinary study. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Chapter 11, 267-282.

Migaszewski ZM, Gałuszka A, Dołegowska S, Crock JG, Lamothe PJ. 2010. Mercury in mosses Hylocomium splendens (Hedw.) B.S.G. and Pleurozium schreberi (Brid.) Mitt. from Poland and Alaska: Understanding the origin of pollution sources. Ecotoxicol Environ Saf. 73, 1345-51. Miller E.K., Vanarsdale A., Keeler G.J., Chalmers A., Poissant L., Kamman N.C., Brulotte R. 2005. Estimation and mapping of wet and dry mercury deposition across Northeastern North America. Ecotoxicology 14, 53–70.

Minagawa, K., Sasaki, T., Takizawa, Y., Tamura, R., Oshina, T. 1980. Accumulation route and chemical form of mercury in mushroom species. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 25, 382-388.

Mitchell, C.P.J., Kolka, R.K., Fraver, S. 2012. Singular and combined effects of blowdown, salvage logging, and wildfire on forest floor and soil mercury pools. Environ. Sci. Technol. 46, 7963-7970.

Moore, T.R., Bubier, J.L., Heyes, A., Flett, R.J. 1995. Methyl and Total Mercury in Boreal Wetland Plants, Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. Journal of Environmental Quality 24, 845-850. Mowat, L.D., St Louis, V.L., Graydon, J.A., Lehnherr, I., 2011. Influence of Forest Canopies on 621 the Deposition of Methylmercury to Boreal Ecosystem Watersheds. Environ. Sci. Technol. 45, 5178-5185.

NADP 2009. National Atmospheric Deposition Program: Mercury Deposition Network (MDN). Champaign, IL. NADP Program Office, Illinois State Water Survey.

Nasr Mina, Arp P.A. 2011. Hg concentrations and accumulations in fungal fruiting bodies, as influenced by forest soil substrates and moss carpets. Applied Geochemistry 26, 1905-1917, doi:10.1016/j. apgeochem.2011.06.014.

Nasr M., Malloch, D., Arp, P.A. 2012. Quantifying Hg in ectomycorrhizal fruiting bodies from emergence to senescence, Fungal Biology. In press.

Navratil, T., Hojdova, M., Rohovec, J., Penizek, V., Varilova, Z. 2009. Effect of fire on pools of mercury in forest soil. Central Europe. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 83, 269-274.

Neilson, E.T., MacLean, D.A., Meng, F.-R., Arp P.A. 2007. Spatial distribution of carbon in natural and

managed stands in an industrial forest in New Brunswick, Canada. Forest Ecology and Management. 253, 148–160.

Nelson, S.J., K.B. Johnson, J.S. Kahl, T.A. Haines, and I.J. Fernandez. 2007. Mass balances of mercury and nitrogen in burned and unburned forested watersheds at Acadia National Park, Maine, USA. Environmental Monitoring and Assessment 126, 69–80.

Parsons, MB, Little, ME, Goodwin, TA. 2008. Background concentrations of arsenic and mercury in soils from the Montague and Goldenville gold districts, Nova Scotia. Atlantic Geology 44, 33-33.

Parsons, M.B., LeBlanc, K.W.G., Hall, G.E.M., Sangster, A.L., Vaive, J.E., and Pelchat, P. 2012. Environmental geochemistry of tailings, sediments and surface waters collected from 14 historical gold mining districts in Nova Scotia. Geological Survey of Canada, Open File 7150, 326 p.

Parsons, M.B., Little, M.E., Desbarats, A.J., Percival, J.B., LeBlanc, K.W.G., Vaive J.E., Pelchat P. 2013. Baseline geochemistry and controls on mine drainage composition in the Bridge River Mining District, British Columbia. Geological Survey Of Canada, Open File 6435, 265 p.

Patra, M., Sharma, A. 2000. Mercury Toxicity in Plants. Botanical Review 66, 379-422.

Peter, M., Ayer, F., Egli, S., Honegger, R. 2001. Above- and below-ground community structure of ectomycorrhizal fungi in three Norway spruce (Picea abies) stands in Switzerland. Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne de Botanique 79, 1134-1151.

Pilgrim, W., Poissant, L., Trip, L. 2000. The Northeast States and Eastern Canadian Provinces mercury study: A framework for action. Science of the Total Environment 261, 177-184.

Porada, P., Weber, B., Elbert W., Poschl, U., Kleidon A. 2013. Estimating global carbon uptake by lichens and bryophytes with a process-based model. Biogeosciences Discuss. 10, 3735–3846.

Ravichandran, M. 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter—a review. Chemosphere 55, 319–331.

Rea, A.W., Lindberg, S.E., Keeler, G.J., 2001. Dry deposition and foliar leaching of mercury and selected trace elements in deciduous forest throughfall. Atmospheric Environment 36, 3453-3462.

Revis, N.W., Osborne, T.R., Holdsworth, G., Hadden, C. 1990. Mercury in soil - a method for assessing acceptable limits. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 19, 221-226.

Risch, M.R., DeWild, J.F., Krabbenhoft, D.P., Kolka, R.K., Zhang, L. 2012. Litterfall mercury dry deposition in the eastern USA. Environmental Pollution 161, 284–290.

Ritchie, C.D., Richards, W., Arp, P.A. 2006. Mercury in fog on the Bay of Fundy (Canada). Atmospheric Environment 40, 6321-6328.

Ruhling, A., Tyler, G. 2004. Changes in the atmospheric deposition of minor and rare elements between 1975 and 2000 in south Sweden, as measured by moss analysis. Environmental Pollution 131, 417-423.

Saiz, G., Black, K., Reidy, B., Lopez, S., Farrell, E.P. 2007. Assessment of soil CO2 efflux and its components using a process-based model in a young temperate forest site. Geoderma 139. 79 – 89.

Schetagne, R., Therrien, J., Lalumiére, R. 2003. Environmental Monitoring at the La Grande Complex. Evolution of Fish Mercury Levels. Summary Report 1978–2000. Direction Barrages et Environnement, Hydro-Québec Production and Groupe conseil GENIVAR inc. 185 p. and Appendix.

Schwesig, D., Krebs, O. 2003. The role of ground vegetation in the uptake of mercury and methylmercury in a forest ecosystem. Plant and Soil 253, 445–455.

Skyllberg, U., Qian, J., Frech, W., Xia, K., Bleam, W.F. 2003. Distribution of mercury, methyl mercury and organic sulphur species in soil, soil solution and

stream of a boreal forest catchment. Biogeochemistry 64, 53-76.

Selin, N.E., Jacob, D.J. 2008. Seasonal and spatial patterns of mercury wet deposition in the United States: Constraints on the contribution from North American anthropogenic sources. Atmospheric Environment 42, 5193–5204.

Selvendiran, P., Driscoll, C.T., Montesdeoca, M.R., Bushey, J.T. 2008. Inputs, storage, and transport of total and methyl mercury in two temperate forest wetlands. J. Geophysical Research, 113, G00C01, doi:10.1029/2008JG000739.

Shanley, J.B., Bishop, K. 2012. Mercury cycling in terrestrial watershed. In: Mercury in the Environment. Pattern and process. In: Mercury in the Environment: Pattern and Process. Bank, M.S. (ed). University of California Press. Chapter 8, 119-142.

Shanley, J.B., Mast, M.A., Campbell, D.H., Aiken, G.R., Krabbenhoft, D.P., Hunt, R.J., Walker, J.F., Schuster, P.F., Chalmers, A., Aulenbach, B.T., Peters, N.E., Marvin-DiPasquale, M., Clow, D.W., Shafer, M.M. 2008. Comparison of total mercury and methylmercury cycling at five sites using the small watershed approach. Environmental Pollution 154, 143.

Söderström, B.E. 1979. Seasonal fluctuations of active fungal biomass in horizons of a podzolized pineforest soil in central Sweden. Soil Biol. Biochem. 11, 149–154.

Stamenkovic, J., Gustin, M.S. 2009. Nonstomatal versus stomatal uptake of atmospheric mercury. 2009 Environmental Science & Technology 43, 1367-72.

St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Beaty, K.G., Flett, R.J., Roulet, N.T. 1996. Production and loss of methylmercury and loss of total mercury from boreal forest catchments containing different types of wetlands. Environ. Sci. Technol. 30, 2719 – 2729.

Sun, S.Q., Wang, D.Y., He, M., Li, X.Y., Zhang, C. 2007. Retention capacities of several bryophytes for Hg(II) with special reference to the elevation and morphology of moss growth. Environ. Monit. Assess. 133, 399-406.

Svoboda, L., Zimmermannová, K., Kala , P. 2000. Concentrations of mercury, cadmium, lead and copper in fruiting bodies of edible mushrooms in an emission area of a copper smelter and a mercury smelter. The Science of the Total Environment 246, 61–67.

Svoboda, L., Havlickova, B., Kalac, P. 2006 Contents of cadmium, mercury and lead in edible mushrooms growing in a historical silver-mining area. Food Chemistry 96, 580-585.

Sullivan, T.M., Bowerman, B., Adams, J., Lipfert, D.D., Morris, S.M., Bando, A. 2004. Local Impacts of Mercury Emissions from Coal Fired Power Plants. US Department of Energy. Washington (DC). Report BNL-73967-2005.

Tangahu, V.B., Abdullah, S. R. S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., Mukhlisin, M. 2011. Review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. International Journal of Chemical Engineering 2011, Article ID 939161, 31 pages. doi:10.1155/2011/939161

Taylor, D.L. 2000. A new dawn - the ecological genetics of mycorrhizal fungi. New Phytologist. 147. 236-239.

Toljander, J.F., Eberhardt, U., Toljander, Y.K., Paul, L.R., Taylor, A.F.S. 2006. Species composition of an ectomycorrhizal fungal community along a local nutrient gradient in a boreal forest. New Phytologist 170. 873-883.

Tomiyasu T., Matsuo T., Miyamoto J., Imura R., Anazawa K., Sakamoto H. 2005. Low level mercury uptake by plants from natural environments - mercury distribution in Solidago altissima L.-. Environ Sci. 12, 231-8.

Uchida, M., Nakatsubo, T., Tanaka, K., Nakane, K., and Horikoshi, T. 2001. Decomposition and ergosterol content of the moss Hylocomium splendens litter under various climatic conditions. Polar Biosci. 14: 71-78.

U.S. National Parks. 2006. Literature Review on Mercury Studies in U.S. National Parks http://www.nature.nps.gov/air//Studies/air_toxics/docs/MercuryStudiesTable.pdf.

Wang, J.-J., Guo, Y.-Y., Guo, D.-L., Yin, S.-L., Kong, D.-L., Liu, Y.-S., Zeng, H. 2012. Fine root mercury heterogeneity: Metabolism of lower-order roots as an effective route for mercury removal. Environ. Sci. Technol., 46, 769–777.

Xia, K., Skyllberg, U.L., Bleam, W.F., Bloom, P.R., Nater, E.A., Helmke, P.A. 1999. X-ray absorption spectroscopic evidence for the complexation of Hg(II) by reduced sulfur in soil humic substances. Environmental Science & Technology 33, 257-261.

Xing, Z., Bourque, C. P.-A., Swift D.E., Clowater, C.W., Krasowski M., Meng F.-R. 2005. Carbon and biomass partitioning in balsam fir (Abies balsamea). Tree Physiology 25, 1207–1217.

Yu, X., Driscoll, C.T., Huang, J., Holsen, T.M., Blackwell, B.D. 2013. Modeling and mapping of atmospheric mercury deposition in Adirondack Park, New York. PLoS ONE 8(3): e59322. doi:10.1371/journal. pone.0059322

Zhang, Z.S., Zheng, D.M., Wang, Q.C., and Lv, X.G. 2009. Bioaccumulation of Total and Methyl Mercury in Three Earthworm Species (Drawida sp., Allolobophora sp., and Limnodrilus sp.). Bull Environ Contam Toxicol. 2009 December; 83, 937–942.

Pilgrim, W., Poissant, L., Trip, L. 2000. The Northeast States and Eastern Canadian Provinces mercury study: A framework for action. Science of the Total Environment 261, 177-184.

Porada, P., Weber, B., Elbert W., Poschl, U., Kleidon A. 2013. Estimating global carbon uptake by lichens and bryophytes with a process-based model. Biogeosciences Discuss. 10, 3735–3846.

Ravichandran, M. 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter—a review. Chemosphere 55, 319–331.

Rea, A.W., Lindberg, S.E., Keeler, G.J., 2001. Dry deposition and foliar leaching of mercury and selected trace elements in deciduous forest throughfall. Atmospheric Environment 36, 3453-3462.

Revis, N.W., Osborne, T.R., Holdsworth, G., Hadden, C. 1990. Mercury in soil - a method for assessing acceptable limits. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 19, 221-226.

Risch, M.R., DeWild, J.F., Krabbenhoft, D.P., Kolka, R.K., Zhang, L. 2012. Litterfall mercury dry deposition in the eastern USA. Environmental Pollution 161, 284–290.

Ritchie, C.D., Richards, W., Arp, P.A. 2006. Mercury in fog on the Bay of Fundy (Canada). Atmospheric Environment 40, 6321-6328.

Ruhling, A., Tyler, G. 2004. Changes in the atmospheric deposition of minor and rare elements between 1975 and 2000 in south Sweden, as measured by moss analysis. Environmental Pollution 131, 417-423.

Saiz, G., Black, K., Reidy, B., Lopez, S., Farrell, E.P. 2007. Assessment of soil CO₂ efflux and its components using a process-based model in a young temperate forest site. Geoderma 139, 79 – 89.

Schetagne, R., Therrien, J., Lalumiére, R. 2003. Environmental Monitoring at the La Grande Complex. Evolution of Fish Mercury Levels. Summary Report 1978–2000. Direction Barrages et Environnement, Hydro-Québec Production and Groupe conseil GENIVAR inc. 185 p. and Appendix.

Schwesig, D., Krebs, O. 2003. The role of ground vegetation in the uptake of mercury and methylmercury in a forest ecosystem. Plant and Soil 253. 445–455.

Skyllberg, U., Qian, J., Frech, W., Xia, K., Bleam, W.F. 2003. Distribution of mercury, methyl mercury and organic sulphur species in soil, soil solution and stream of a boreal forest catchment. Biogeochemistry 64, 53-76.

Selin, N.E., Jacob, D.J. 2008. Seasonal and spatial patterns of mercury wet deposition in the United States: Constraints on the contribution from North American anthropogenic sources. Atmospheric Environment 42, 5193–5204.

Selvendiran, P., Driscoll, C.T., Montesdeoca, M.R., Bushey, J.T. 2008. Inputs, storage, and transport of total and methyl mercury in two temperate forest wetlands. J. Geophysical Research, 113, G00C01, doi:10.1029/2008JG000739.

Shanley, J.B., Bishop, K. 2012. Mercury cycling in terrestrial watershed. In: Mercury in the Environment. Pattern and process. In: Mercury in the Environment: Pattern and Process. Bank, M.S. (ed). University of California Press. Chapter 8, 119-142.

Shanley, J.B., Mast, M.A., Campbell, D.H., Aiken, G.R., Krabbenhoft, D.P., Hunt, R.J., Walker, J.F., Schuster, P.F., Chalmers, A., Aulenbach, B.T., Peters, N.E., Marvin-DiPasquale, M., Clow, D.W., Shafer, M.M. 2008. Comparison of total mercury and methylmercury cycling at five sites using the small watershed approach. Environmental Pollution 154, 143.

Söderström, B.E. 1979. Seasonal fluctuations of active fungal biomass in horizons of a podzolized pineforest soil in central Sweden. Soil Biol. Biochem. 11, 149–154.

Stamenkovic, J., Gustin, M.S. 2009. Nonstomatal versus stomatal uptake of atmospheric mercury. 2009 Environmental Science & Technology 43, 1367-72.

St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Beaty, K.G., Flett, R.J., Roulet, N.T. 1996. Production and loss of methylmercury and loss of total mercury from boreal forest catchments containing different types of wetlands. Environ. Sci. Technol. 30, 2719 – 2729.

Sun, S.Q., Wang, D.Y., He, M., Li, X.Y., Zhang, C. 2007. Retention capacities of several bryophytes for Hg(II) with special reference to the elevation and morphology of moss growth. Environ. Monit. Assess. 133, 399-406.

Svoboda, L., Zimmermannová, K., Kalač, P. 2000. Concentrations of mercury, cadmium, lead and copper in fruiting bodies of edible mushrooms in an emission area of a copper smelter and a mercury smelter. The Science of the Total Environment 246, 61–67.

Svoboda, L., Havlickova, B., Kalac, P. 2006 Contents of cadmium, mercury and lead in edible mushrooms growing in a historical silver-mining area. Food Chemistry 96, 580-585.

Sullivan, T.M., Bowerman, B., Adams, J., Lipfert, D.D., Morris, S.M., Bando, A. 2004. Local Impacts of Mercury Emissions from Coal Fired Power Plants. US Department of Energy. Washington (DC). Report BNL-73967-2005.

Tangahu, V.B., Abdullah, S. R. S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., Mukhlisin, M. 2011. Review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. International Journal of Chemical Engineering 2011, Article ID 939161, 31 pages. doi:10.1155/2011/939161

Taylor, D.L. 2000. A new dawn - the ecological genetics of mycorrhizal fungi. New Phytologist. 147. 236-239.

Toljander, J.F., Eberhardt, U., Toljander, Y.K., Paul, L.R., Taylor, A.F.S. 2006. Species composition of an ectomycorrhizal fungal community along a local nutrient gradient in a boreal forest. New Phytologist 170. 873-883.

Tomiyasu T., Matsuo T., Miyamoto J., Imura R., Anazawa K., Sakamoto H. 2005. Low level mercury uptake by plants from natural environments - mercury distribution in *Solidago altissima* L.-. Environ Sci. 12, 231-8.

Uchida, M., Nakatsubo, T., Tanaka, K., Nakane, K., and Horikoshi, T. 2001. Decomposition and ergosterol content of the moss *Hylocomium splendens* litter under various climatic conditions. Polar Biosci. 14: 71-78.

U.S. National Parks. 2006. Literature Review on Mercury Studies in U.S. National Parks http://www.nature.nps.gov/air//Studies/air_toxics/docs/MercuryStudiesTable.pdf.

Wang, J.-J., Guo, Y.-Y., Guo, D.-L., Yin, S.-L., Kong, D.-L., Liu, Y.-S., Zeng, H. 2012. Fine root mercury heterogeneity: Metabolism of lower-order roots as an effective route for mercury removal. Environ. Sci. Technol., 46, 769–777.

Xia, K., Skyllberg, U.L., Bleam, W.F., Bloom, P.R., Nater, E.A., Helmke, P.A. 1999. X-ray absorption spectroscopic evidence for the complexation of Hg(II) by reduced sulfur in soil humic substances. Environmental Science & Technology 33, 257-261.

Xing, Z., Bourque, C. P.-A., Swift D.E., Clowater, C.W., Krasowski M., Meng F.-R. 2005. Carbon and biomass partitioning in balsam fir (*Abies balsamea*). Tree Physiology 25, 1207–1217.

Yu, X., Driscoll, C.T., Huang, J., Holsen, T.M., Blackwell, B.D. 2013. Modeling and mapping of atmospheric mercury deposition in Adirondack Park, New York. PLoS ONE 8(3): e59322. doi:10.1371/journal. pone.0059322

Zhang, Z.S., Zheng, D.M., Wang, Q.C., and Lv, X.G. 2009. Bioaccumulation of Total and Methyl Mercury in Three Earthworm Species (*Drawida* sp., *Allolobophora* sp., and *Limnodrilus* sp.). Bull Environ Contam Toxicol. 2009 December; 83, 937–942.

Chapitre 4:

Processus, transport, niveaux et tendances atmosphériques



Auteur coordinateur : Alexandra Steffen

Auteures principales : Amanda Cole and Alexandra Steffen

Coauteurs : Cathy Banic; Chris Eckley; Jenny Graydon; Rachel Mintz, Parisa Ariya; Ashu Dastoor; Martin Pilote; Rob Tordon; Leiming Zhang. Andrei Ryzhkov, Dorothy Durnford,

Collaborateurs : Laurier Poissant; John Dalziel; Julie Narayan; David Neimi; Vince St. Louis; Pierrette Blanchard

TABLE DES MATIÈRES

4.1	INTRODUCTION: APERÇU DU MERCURE ATMOSPHERIQUE	158
4.2	TRANSFORMATION ET DÉPÔT DU MERCURE ATMOSPHÉRIQUE	160
	4.2.1 Transformation/réactions chimiques dans l'atmosphère	160
	4.2.1.1 Réactions d'oxydation du mercure élémentaire gazeux	160
	4.2.1.2 Réactions de réductions atmosphériques	
	4.2.2 Processus de dépôt	164
	4.2.2.1 Estimation sur les dépôts secs à l'aide de la méthode inférentielle	166
	Étude de cas 1 : Modélisation des dépôts secs de mercure à l'aide des concentrations	
	d'espèces chimiques mesurées et de la méthode inférentielle	167
	4.2.2.2 Méthodes d'estimation des dépôts secs de mercure sur la litière et par égouttement	168
	Étude de cas 2 : Taux de charge annuels du mercure total et du méthylmercure dans	
	les précipitations dans les espaces découverts, au sol et dans la litière, dans la région	
	des lacs expérimentaux	170
	Étude de cas 3 : Concentrations de mercure et flux atmosphériques ou du feuillage dans	170
	un écosystème de forêts d'érables à Saint-Anicet (Québec)	
	4.2.3 Processus atmosphériques d'appauvrissement du mercure propres à la région de l'Arctique	1/5
	RÉPARTITIONS GÉOGRAPHIQUES DU MERCURE GAZEUX TOTAL, DU MERCURE GAZEUX RÉACTIF, DU	
ME	RCURE PARTICULAIRE TOTAL ET DU MERCURE DANS LES PRÉCIPITATIONS	_
	4.3.1 Surveillance du mercure atmosphérique au Canada par l'intermédiaire de mesures directes	179
	4.3.2 Modélisation du mercure atmosphérique au Canada	
	4.3.3 Profils spatiaux du mercure au Canada	186
	4.3.3.1 Mercure gazeux total	186
	4.3.3.2 Espèces chimiques de mercure	188
	4.3.3.3 Mercure dans les précipitations	190
	4.3.4 Détermination des sources de mercure atmosphérique	
	4.3.4.1 Relations sources-récepteurs	192
	Étude de cas 4 : Détermination des sources du mercure atmosphérique dans la région	
	des lacs expérimentaux	
	Étude de cas 5 : Attribution des sources de concentrations de mercure au lac Wabamun (Alberta)	
	4.3.4.2 Relations basées sur la source	
	Étude de cas 6 : Émissions de mercure provenant de la centrale au charbon de Nanticoke	203

4.4 VARIABILITÉ ET TENDANCES TEMPORELLES DU MERCURE GAZEUX TOTAL, DU MERCURE GAZEUX RÉACTIF, DU MERCURE PARTICULAIRE TOTAL ET DU MERCURE DANS LES PRÉCIPITATIONS	206
4.4.1 Schémas journaliers de mercure	
4.4.1.1 Schémas journaliers dans le mercure gazeux total et le mercure élémentaire gazeux	206
4.4.1.2 Schémas journaliers des espèces chimiques de mercure	208
4.4.2 Variabilité saisonnière du mercure atmosphérique	210
4.4.2.1 Schémas saisonniers du mercure gazeux total	210
4.4.2.2 Schémas saisonniers du mercure réactif gazeux et du mercure particulaire total	213
4.4.2.3 Schémas saisonniers dans les dépôts humides de mercure	216
4.4.3 Analyse des tendances temporelles à long terme du mercure	218
4.4.3.1 Tendances temporelles du mercure gazeux total	219
4.4.3.2 Tendances temporelles des espèces chimiques de mercure	223
4.4.3.3 Tendances temporelles du mercure dans les précipitations	226
Étude de cas 7 : Tendances du mercure gazeux total dans l'Arctique par rapport à des latitudes inférieures	230
Étude de cas 8 : Flin Flon - Répercussions des réductions de sources ponctuelles	
4.5 TECHNIQUES DE MESURE DU MERCURE ATMOSPHÉRIQUE	236
4.5.1 Mesures du mercure atmosphérique	236
4.5.2 Techniques de mesure de rechange de spéciation de mercure atmosphérique	239
4.5.3 Contrôle de la qualité des données sur le mercure	240
4.5.3.1 Contrôle de la qualité des données sur le mercure atmosphérique et comparaison	240
4.5.3.2 Vérification des sites du mercure gazeux total	242
4.5.3.3 Comparaison entre laboratoires d'échantillons de mercure dans les précipitations	242
4.6 RÉCAPITULATIF ET LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES	243
4.6.1 Résumé et conclusions	243
4.6.2 Lacunes en matière de connaissances	246
4 7 DÉCÉDENCES	240

4.1 INTRODUCTION : APERÇU DU MERCURE ATMOSPHÉRIQUE

Le mercure (Hg) se trouve dans l'atmosphère sous différentes formes. Les trois formes qui sont principalement abordées dans le présent chapitre sont les suivantes : 1) le mercure élémentaire gazeux ou Hg⁰, 2) le mercure gazeux réactif composé d'espèces de mercure gazeux inorganique oxydé sous forme de Hg⁺ ou de Hg²⁺ et 3) mercure associé à des particules ou au mercure particulaire total¹. Parfois, la somme du mercure élémentaire gazeux et du mercure gazeux réactif est traitée en tant que mercure gazeux total. De plus, le mercure qui se dépose de l'atmosphère à la surface est mesuré en tant que mercure total (HgT) ou méthylmercure (MeHg), la forme organique très toxique du mercure qui s'accumule dans les organismes.

Les propriétés chimiques et physiques du mercure élémentaire gazeux, du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total déterminent leur comportement dans l'atmosphère. Par exemple, le mercure élémentaire gazeux est beaucoup moins réactif sur le plan chimique et moins hydrosoluble que le mercure gazeux réactif. Par conséquent, il est présent à des taux beaucoup plus élevés (95 à 98 % du mercure atmosphérique, à l'échelle mondiale) et il reste dans l'atmosphère pendant plusieurs mois, permettant ainsi son transport dans le monde entier. Le mercure particulaire total et le mercure gazeux réactif sont généralement éliminés de l'air en quelques heures ou jours, car le mercure particulaire total est lié à des particules et parce que le mercure gazeux réactif est hydrosoluble. En raison de ces propriétés, ils peuvent être éliminés de l'atmosphère beaucoup plus facilement que le mercure élémentaire gazeux par des précipitations (dépôts humides) ou par contact avec des surfaces (dépôts secs) et ils se

déposent à l'échelle locale ou régionale dès qu'ils sont émis ou produits par réaction chimique. Par conséquent, le mercure gazeux réactif constitue environ 0,2 à 1 % du mercure atmosphérique total et le mercure particulaire total représente l'excédent de 0,2 à 2 % (Schroeder et Munthe, 1998; Peterson et al., 2009; Rutter et al., 2009). Des proportions plus élevées de mercure gazeux réactif (jusqu'à 13 %) et de mercure particulaire total (jusqu'à 18 %) ont été observées dans des secteurs où ils ont été directement émis, comme dans des zones très polluées telles que la ville de Mexico (Rutter et al., 2009) ou à des endroits où des oxydants de mercure sont anormalement élevés, comme dans les régions de l'Arctique durant le printemps polaire (Kirk et al., 2006: Cobbett et al., 2007).

Un schéma du cycle du mercure atmosphérique est présenté à la figure 4.1. Le mercure est émis dans l'atmosphère à partir de sources anthropiques (chapitre 2) et naturelles (chapitre 3). Ce mercure peut ensuite être dispersé par des courants atmosphériques (transport), être converti entre le mercure élémentaire gazeux, le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total par des processus chimiques et physiques (transformation) ou être éliminé de l'atmosphère par des dépôts humides et secs. Une fois déposé sur des surfaces telles que l'eau, le sol, la végétation ou la neige, le mercure peut être rejeté dans l'atmosphère par d'autres transformations (réémission; se reporter aux chapitres 5 à 9). Ces transformations peuvent comprendre des réactions induites par la lumière du soleil, des incendies de forêt, des processus biologiques ou la fonte des neiges et sont généralement considérées comme des émissions naturelles, mais elles peuvent être favorisées par des activités anthropiques passées.

Les Canadiens ont été mis au premier plan de la recherche sur le mercure atmosphérique au cours des dernières décennies. Des progrès dans les techniques de mesure du mercure atmosphérique ont permis d'améliorer la compréhension de ses sources et de son cycle dans l'environnement depuis le début des années 1990. Cela est en grande partie dû à la technologie et à l'innovation canadienne dans l'élaboration de l'analyseur de

Actuellement, les identités chimiques réelles du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total ne sont pas bien définies. Dans le présent chapitre, le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total sont définis du point de vue opérationnel comme la fraction du mercure gazeux qui peut être séparée de l'air par un décomposeur recouvert de chlorure de potassium et le mercure associé aux particules recueillies sur un filtre en quartz, respectivement.

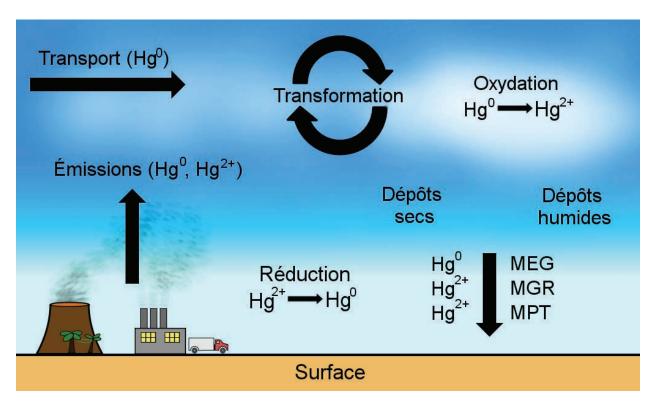


FIGURE 4.1 Simple aperçu schématique du cycle du mercure atmosphérique

vapeur de mercure Tekran® et de systèmes de mesure ultérieurs. L'idée selon par cet avancement technologique a permis aux chercheurs canadiens d'être des chefs de file importants dans la recherche sur le mercure en milieux tempérés et polaires. Par exemple, ces instruments ont conduit à découvrir que l'atmosphère polaire fait l'objet d'une oxydation inhabituellement rapide du mercure élémentaire gazeux et d'un dépôt du mercure durant le printemps (Schroeder et al., 1998). Cette découverte, faite dans l'Arctique canadien, a apporté un nouvel éclairage sur le temps de séjour dans l'atmosphère du mercure et sur son cycle global de transport, de transformation et de dépôt. L'élaboration de modèles de mercure atmosphérique sophistiqué, notamment le modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques d'Environnement Canada a permis d'approfondir ces connaissances. Jumelé aux processus et aux renseignements sur les mesures, le modèle GRAHM a permis de générer une quantité considérable de renseignements concernant la répartition et le dépôt du mercure dans l'atmosphère (Dastoor et Larocque, 2004; Dastoor et al., 2008; Durnford et al., 2010) bien qu'il soit

encore limité par de nombreux facteurs inconnus (Subir *et al.*, 2011, 2012). Ce modèle complète les programmes de surveillance mesurant le mercure dans l'air et les précipitations dans tout le pays. Le suivi de la recherche à long terme est essentiel pour les responsables des politiques et constitue généralement le point de départ de la recherche et de la modélisation des processus *in situ*. Enfin, la détermination des formes physiques et chimiques du mercure dans l'atmosphère et des réactions qui font passer le mercure d'une forme à une autre est essentielle pour notre compréhension du cycle du mercure atmosphérique. Les essais en laboratoire et la conception d'instruments se poursuivent à cette fin.

Le présent chapitre examinera l'état des connaissances au sujet des concentrations de mercure atmosphérique, des tendances, des processus, des modèles et des méthodologies qui ont été recueillies au Canada au cours des dernières années. La section 4.2 se penche sur les processus chimiques et physiques qui transforment et finalement éliminent le mercure de l'atmosphère. La section 4.3 présente le réseau de mesures

canadiennes et les résultats du modèle afin de donner un aperçu des concentrations de mercure dans l'air et les précipitations dans tout le pays et leurs régions sources possibles. La section 4.4. explique la variabilité des concentrations de mercure atmosphérique au fil du temps, qu'il s'agisse de changements rapides au cours d'une journée ou de tendances à long terme au cours de nombreuses années, et ce que cela indique au sujet des émissions et des processus du mercure. Enfin, étant donné que la plupart des données présentées dans le présent chapitre n'ont pas été préalablement publiées, les techniques de mesure et les procédures de contrôle de la qualité sont détaillées à la section 4.5.

4.2 TRANSFORMATION ET DÉPÔT DU MERCURE ATMOSPHÉRIQUE

4.2.1 Transformation/réactions chimiques dans l'atmosphère

Dans l'atmosphère, les transformations chimiques entre les trois états d'oxydation du mercure (Hg⁰, Hg⁺ et Hg²⁺) se produisent par oxydation, réduction et photochimie en phase gazeuse pure. En outre, des réactions hétérogènes sont observées pendant la phase aqueuse des gouttelettes de nuage et aux interfaces air-eau, air-aérosol et air-neige. Malgré une meilleure compréhension, depuis peu, de la photochimie, de la thermodynamique et de la cinétique des composés de mercure, un examen récent de la surface atmosphérique et des réactions hétérogènes du mercure a montré que les données sur les réactions hétérogènes à l'échelle moléculaire sont très limitées, ce qui empêche de tirer des conclusions définitives sur le cycle du mercure (Subir et al., 2011, 2012). Par conséquent, nous mettons ici l'accent sur les réactions d'oxydation et de réduction du mercure en phases gazeuse et liquide.

La chimie de la redox en phase gazeuse est principalement constituée de l'oxydation de Hg⁰. Les oxydants responsables sont notamment, sans toutefois s'y limiter, l'ozone (O₃), les radicaux hydroxyles (OH), le peroxyde d'hydrogène (H₂O₃) et les

halogènes réactifs tels que le chlore (CI, CI₂), le brome (Br, Br₂) et l'iode (I , I₂). Les réactions d'oxydation du mercure avec O_3 , OH et les halogènes et certaines réactions de réduction sont abordées ci-dessous. Le tableau 4.1 résume les constantes de la fourchette des taux actuellement disponibles concernant les réactions du mercure en phase gazeuse.

4.2.1.1 Réactions d'oxydation du mercure élémentaire gazeux

Réactions avec l'ozone ($Hg^0 + O_3 \rightarrow produits$) et radical HO ($Hg^0 + OH \rightarrow produits$)

La réaction en phase gazeuse entre l'O3 et le Hg0 a fait l'objet de nombreuses études théoriques et en laboratoire. Le tableau 4.1 résume les constantes de taux de réactions. Les études théoriques (Shepler et Peterson, 2003; Tossell, 2003) laissent entendre que la production de $HgO_{(a)}$, qui provient de la réaction entre le $Hg^0_{(q)}$ et l' $O_{3(q)}$, semble être improbable en phase gazeuse pure. Plusieurs études théoriques et expérimentales ont porté sur cette réaction (Tossell, 2003; Calvert et Lindberg, 2005; Tossell, 2006; Hynes et al., 2009). Cependant, dans des conditions expérimentales, des techniques de microscopie à haute résolution ont confirmé que le produit principal de l'oxydation du $\mathrm{Hg^0}_{\scriptscriptstyle (q)}$ par l'ozone est l'oxyde mercurique solide, le HgO_(s) (Ariya *et al.*, 2002a; Pal et Ariya, 2004a; Snider et al., 2008; Ariya et al., 2009). Il convient de noter que les études en laboratoire ont observé le HgO sous forme solide, tandis que les calculs théoriques existants calculent le HgO en phase gazeuse, ce qui n'a jamais été observé dans des conditions de laboratoire.

Le radical hydroxyle (OH) est un oxydant photochimique qui joue un rôle déterminant dans l'oxydation de produits chimiques gazeux dans la troposphère. Il existe des données cinétiques limitées mais uniformes concernant la réaction entre le Hg et le radical HO et, par conséquent, elle est considérée comme la réaction dominante dans de nombreux modèles (si la limite inférieure de la constante du taux de réaction de l'O₃ est utilisée) (Lin *et al.*, 2006). Les constantes du taux disponibles de l'oxydation du Hg⁰_(g) par les radicaux HO sont résumées dans le tableau 4.1.

TABLEAU 4.1 Résume la gamme de constantes de réaction actuellement disponible concernant les réactions du mercure en milieu gazeux

Oxydation en phase gazeuse	Gamme des taux de réactions (cm³molec⁻¹s⁻¹)	Références
$Hg_{(g)}^0 + OH_{(g)}$	$\sim 10^{-13} \text{ à } \sim 10^{-14} \text{ (exp.);}$ $\sim 10^{-13} \text{ (théo.)}$	(Lin et Pehkonen, 1997; Sommar <i>et al.</i> , 2001; Bauer <i>et al.</i> , 2003; Tossell, 2003; Goodsite <i>et al.</i> , 2004; Pal et Ariya, 2004b; Lin, 2006; Snider <i>et al.</i> , 2008)
$Hg_{(g)}^0 + O_{3(g)}$	$\sim 10^{-18}$ à $\sim 10^{-20}$ (exp.) (293 K \leq T \leq 303 K); $\sim 10^{-40}$ (théo.)	(P'yankov, 1949; Iverfeldt et Lindqvist, 1986; Hall, 1995; Ariya <i>et al.</i> , 2002a; Shepler et Peterson, 2003; Slemr <i>et al.</i> , 2003; Tossell, 2003; Pal et Ariya, 2004a; Spicer <i>et al.</i> , 2005; Sumner <i>et al.</i> , 2005; Tossell, 2006; Snider <i>et al.</i> , 2008; Hynes <i>et al.</i> , 2009)
$Hg^0_{(g)} + Cl_{(g)}$	$\sim 10^{-11} \text{ à } \sim 10^{-13} \text{ (exp.)};$ $\sim 10^{-12} \text{ (théo.)}$	(Ariya <i>et al.</i> , 2002a; Donohoue <i>et al.</i> , 2005; Hynes <i>et al.</i> , 2009)
$Hg_{(g)}^0 + Br_{(g)}$	~ 10^{-12} à ~ 10^{-13} (exp.) ~ 10^{-12} à ~ 10^{-13} (théo.)	(Ariya <i>et al.</i> , 2002a; Ariya et Ryzhkov, 2003b; Khalizov <i>et al.</i> , 2003; Goodsite <i>et al.</i> , 2004; Donohoue <i>et al.</i> , 2006; Holmes <i>et al.</i> , 2006; Shepler <i>et al.</i> , 2007; Hynes <i>et al.</i> , 2009)
$Hg_{(g)}^0 + F_{(g)}$	ARO (exp.); ~10 ⁻¹² (théo.)	(Sumner et al., 2005)
$Hg_{(g)}^0 + I_{(g)}$	ARO (exp.)	(Greig <i>et al.</i> , 1970)
$Hg^0_{(g)} + BrO_{(g)}$	$\sim 10^{-13} \ \dot{a} \sim 10^{-15} \ (exp.)$	(Spicer, 2002; Raofie et Ariya, 2003, 2004b)
$Hg^0_{(g)} + ClO_{(g)}$	~10 ⁻¹⁷ (exp.)	(Spicer <i>et al.</i> , 2005)
$Hg_{(g)}^{0} + HCl_{(g)}$ $HgCl_{(g)} + HCl_{(g)}$	~10 ⁻¹⁹ (exp.) ~10-26 à ~10-33 (théo.)	(Hall et Bloom, 1993)
$Hg_{(g)}^{0} + H_{2}O_{2(g)}$	$\sim 10^{-16}$ to $\sim 10^{-19}$ (exp.)	(Tokos <i>et al.</i> , 1998a)
$Hg_{(g)}^0 + F_{2(g)}$	~10 ⁻¹⁵ (exp.)	(Sumner, 2005)
$Hg_{(g)}^0 + Cl_{2(g)}$	$\sim 10^{-17} \text{ à } \sim 10^{-19} \text{ (exp.)}$	(Calhoun et Prestbo, 2001; Ariya <i>et al.</i> , 2002a; Bullock, 2005; Sumner, 2005; Yan <i>et al.</i> , 2005; Ariya <i>et al.</i> , 2008c)
$Hg_{(g)}^0 + Br_{2(g)}$	ARO à $< 10^{-17}$ (exp.); $\sim 10^{-31}$ (théo.)	(Ariya <i>et al.</i> , 2002b; Balabanov <i>et al.</i> , 2005)
$Hg_{\scriptscriptstyle (g)}^0 + I_{\scriptscriptstyle 2(g)}$	$< 10^{-19}$ (exp.)	(Raofie <i>et al.</i> , 2008)
$Hg_{(g)}^0 + NO_{3(g)}$	< 10 ⁻¹⁵ (exp.)	(Sommar <i>et al.</i> , 1997a)

ARO – Aucune réaction observée; exp. – Expérimental; théo. – Théorique; s.o. – Sans objet

TABLEAU 4.2 Résumé des réactions en phase aqueuse

Réactions d'oxydation	Constante du taux	Référence
$Hg^0_{(aq)} + O_{3(aq)} \rightarrow HgO_{(aq)}$	$4.7(\pm 2.2) \times 10^7 M^{-1} s^{-1}$	(Munthe, 1992)
$Hg^0_{(aq)} + OH_{(aq)} \rightarrow Hg^{II}_{(aq)}$	$2.4 \times 10^9 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$	(Gardfeldt et al., 2001)
$Hg^{0}_{(aq)} + OH_{(aq)} \rightarrow Hg^{+}_{(aq)} + OH^{-}_{(aq)}$	$2,4~(\pm~0,3) \times 10^{10}~M^{-1}~s^{-1}$	(Lin et Pehkonen, 1997)
$Hg^{0}_{(aq)} + OCl^{-}_{(aq)} \rightarrow Hg^{2+}_{(aq)} + Cl^{-}_{(aq)} + OH^{}_{(aq)}$	$2,09 \ (\pm \ 0,06) \times 10^6 \ M^{-1} s^{-1}$	(Lin et Pehkonen, 1998a)
$Hg^{0}_{(aq)} + OCl^{-}_{(aq)} \rightarrow Hg^{2+}_{(aq)} + Cl^{-}_{(aq)} + OH^{-}_{(aq)}$	$1,99~(\pm~0,05) \times 10^6~M^{-1}~s^{-1}$	(Lin et Pehkonen, 1998a)
$Hg^{+}_{(aq)} + Br_{2(aq)} \rightarrow Hg^{2+}_{(aq)} + 2Br^{-}_{(aq)}$	0,20 (± 0,03) M^{-1} s ⁻¹	(Wang et Pehkonen, 2004a)
$Hg^{+}_{(aq)} + \text{HOBr}_{(aq)} \rightarrow Hg^{2+}_{(aq)} + OH^{-}_{(aq)} + Br^{-}_{(aq)}$	$0.28~(\pm~0.02)~M^{-1}~s^{-1}$	(Wang et Pehkonen, 2004a)
$Hg^{+}_{(aq)} + OBr^{-}_{(aq)} \rightarrow Hg^{2+}_{(aq)} + 2Br^{+}_{(aq)}$	$0,27~(\pm~0,04)~M^{-1}~s^{-1}$	(Wang et Pehkonen, 2004a)
Réactions de réduction	Constante du taux	Référence
$Hg_{(aq)}^{2+} + HO_{2(aq)} \rightarrow Hg_{(aq)}^{+} + O_{2(aq)} + H_{(aq)}^{+}$	$0 \ ou \ 1,1 \times 10^4 \ M^{-1} \ s^{-1}$	(Gardfeldt et Jonsson, 2003; Pehkonen et Lin, 1998)
$Hg_{(aq)}^{2+} + O_{2(aq)}^{-} \rightarrow Hg_{(aq)}^{+} + O_{2(aq)}$	0 ou 1,1 \times 10 ⁴ M ⁻¹ s ⁻¹	(Gardfeldt et Jonsson, 2003; Pehkonen et Lin, 1998)
$HgSO_{3(aq)} \rightarrow Hg^{o}_{(aq)} + S(VI)$	0,0106 s ⁻¹ or 0,6 s ⁻¹	(Van Loon <i>et al.</i> , 2000) (Munthe <i>et al.</i> , 1991)
$Hg(SO_3)_{\varrho aq)}^{2-} \rightarrow Hg_{(aq)}^o + S(VI)$	<< 10 ⁻⁴ s ⁻¹	(Munthe <i>et al.</i> , 1991)
$Hg(OH)_{2(aq)} + UV \rightarrow Hg^{o}_{(aq)} + Produits$	$3.7 \times 10^{-7} \text{s}^{-1}$	(Xiao <i>et al.</i> , 1994)

Une chimie homogène ou hétérogène peut se produire pour les réactions de l' O_3 et des OH. La réaction du $Hg^0_{(g)}$ avec l'OH et l' O_3 devrait, en théorie, produire le $HgO_{(g)}$, mais ces réactions sont connues pour être endothermiques (Tossell, 2003) et leurs intermédiaires devraient se dissocier de nouveau en réactifs dans des conditions atmosphériques (Tossell, 2003; Goodsite *et al.*, 2004). Cependant, la matière condensée, telle que le $HgO_{(g)}$, s'est révélée être un produit de ces réactions dans certaines conditions

de laboratoire, ce qui indique que ces réactions pourraient survenir de façon hétérogène en présence d'aérosols (Pal et Ariya, 2004a; Snider *et al.*, 2008; Subir *et al.*, 2012). En outre, on a observé que l'oxydation du Hg^o par l'O₃ et l'OH était plus rapide en phase aqueuse qu'en phase gazeuse (Iverfeldt et Lindqvist, 1986; Munthe, 1992; Lin et Pehkonen, 1997; Gardfeldt *et al.*, 2001) et elle est résumée dans le tableau 4.2.

Réaction avec des halogènes moléculaires $(Hg^0 + (CI/Br/I/F_a) \rightarrow Produits)$

Les constantes du taux concernant la réaction du Hg^o avec le chlore moléculaire (Cl₂) sont présentées dans le tableau 4.1. Même lorsque la limite supérieure de ces constantes du taux en phase gazeuse est utilisée, il semble que la contribution de cette réaction à l'oxydation du Hg^o est négligeable en raison de la faible concentration de Cl₂ dans l'atmosphère. Il en va de même pour la réaction du Hg⁰ avec le Br₂ et les constantes du taux relatives à la réaction du Hg⁰ et du Br₂ (Ariya *et al.*, 2002a). L'oxydation du Hg⁰ par la fraction F, et par l'I, a également fait l'objet d'une étude (Sumner et al., 2005; Raofie et al., 2008). Bien que les produits Hgl, et HgOl provenant de l'l, aient été observés dans des conditions expérimentales, les coefficients de la réaction apparente semblent être très lents et sont jugés négligeables pour le bassin de mercure atmosphérique mondial. La mise en garde relative à cet énoncé est que dans les endroits où des sources d'iode très réactives sont présentes, p. ex. au-dessus de surfaces biologiques réactives des océans riches en iode, ces réactions ne doivent pas être négligées.

Réaction avec les radicaux des halogènes atomiques ($Hg^{o} + (F/CI/Br/I) \rightarrow Produits$)

Les principaux oxydants du Hg⁰ dans la couche limite marine et la troposphère supérieure sont les atomes de chlore et de brome. Les réactions des radicaux de chlore sont rapides, mais ces radicaux ne sont pas observés à des concentrations suffisamment élevées (p. ex. dans les régions polaires) pour que cette réaction soit un principal facteur contribuant à l'oxydation rapide observée. L'atome de brome est considéré comme un principal oxydant du Hg^o dans l'atmosphère, en raison de sa concentration élevée et d'un coefficient de taux suffisamment rapide (Ariya et al., 2002a; Ariya et al., 2004). Il est connu comme un acteur clé dans les épisodes d'appauvrissement du mercure polaire ainsi que dans la couche limite marine et la troposphère supérieure (Ariya et Ryzhkov, 2003a; Holmes et al., 2006). Certaines études de modélisation (Holmes et al., 2006; Holmes et al., 2010) laissent croire que la réaction du brome est la principale réaction dans l'ensemble de la troposphère. Cependant, cela n'a pas encore entièrement évalué.

En revanche, la réaction entre le Hg⁰ et les atomes de F est jugée négligeable (Sumner *et al.*, 2005). La réaction du Hg⁰ avec les atomes d'iode a été étudiée (Greig *et al.*, 1970), mais aucun résultat quantitatif n'a été obtenu, car une quantité insuffisante de Hgl a été produite. D'après ce résultat, les auteurs ont conclu que la réaction de combinaison entre le Hg⁰ et l'I est très lente en raison de la recombinaison rapide des atomes d'iode. Cependant, les réactions du chlore et de l'iode, aux endroits où des sources importantes d'iode et de chlore sont disponibles, devraient aussi être considérées comme des voies d'oxydation possibles.

Réaction avec des produits halogènes $(Hg^0 + (HCI/BrO/CIO) \rightarrow Produits)$

La constante du taux concernant la réaction du Hg⁰ et le radical d'oxydes de brome a été déterminée par des méthodes de taux relatives et est considérée comme étant assez rapide (Spicer, 2002; Raofie et Ariya, 2003). Des études ont semblé indiquer que les produits de cette réaction peuvent être Hg⁺, Hg²⁺, HgBr et HgBr0 ou HgOBr (Raofie et Ariya, 2004a), bien que la formation du HgBr soit similaire à celle du HgO et que sa formation en phase gazeuse soit improbable. Les données concernant la réaction avec le radical ClO_(g) se limitent à une étude (Spicer *et al.*, 2005) et on a rapporté que la constante du taux était trop petite pour avoir une grande incidence sur l'oxydation du mercure.

Les réactions du Hg^0 avec les composés halogènes sous forme aqueuse tels que le $HOCI^-$ et $I'OCI^-$ (Lin et Pehkonen, 1998b) ont également été étudiées, tout comme les réactions du $Hg^+_{(aq)}$ avec le $Br_{2(aq)}$, le $HOBr_{(aq)}$ et $I'OBr^-_{(aq)}$ (Wang et Pehkonen, 2004b). Ces études ont permis de conclure que, d'après les constantes de taux peu importantes de ces réactions (tableau 4.2) et les comparaisons avec les constantes de taux d'autres oxydants, l'oxydation en phase aqueuse du $Hg^0_{(g)}$ par le Br_2 , le HOBr et $I'OBr^-$ n'est pas une source importante de l'oxydation du Hg^0 observée dans les régions polaires.

Réaction avec le peroxyde et le nitrate $(Hg^0 + H_2O_1/NO_3 \rightarrow produits)$

La seule constante du taux cinétique en phase gazeuse signalée de la réaction du ${\rm Hg^0}+{\rm H_2O_2}$ et celle de Tokos *et al.* (Tokos *et al.*, 1998b) et est relativement lente. En outre, le produit en phase gazeuse de cette réaction n'est pas encore connu. La constante du taux d'oxydation du mercure avec le trioxyde d'azote (${\rm NO_3}$) a été étudiée (Sommar *et al.*, 1997b), mais elle était assujettie aux effets des parois et on a présumé que la réaction se produisait par la formation du ${\rm HgO_{(g)}}$ et du ${\rm NO_{2(g)}}$, ce qui est défavorable sur le plan thermodynamique (Hynes *et al.*, 2009). D'autres études ont été menées (Sumner *et al.*, 2005), mais les produits des réactions n'ont pas été surveillés. En conséquence, on ignore encore le mécanisme d'oxydation du ${\rm Hg^0}_{(g)}$ par le trioxyde d'azote.

4.2.1.2 Réactions de réductions atmosphériques

La nouvelle réduction du Hg⁺ et du Hg²⁺ au Hg⁰_(n) constitue une autre composante importante du cycle du mercure atmosphérique. Étant donné que ces espèces sont solubles. la réduction devrait généralement avoir lieu en phase aqueuse et elle entraîne le rejet du Hg^o volatil dans l'atmosphère. Ces réactions surviennent dans les lacs et les océans, mais elles peuvent aussi se produire dans les nuages, les gouttelettes de pluie, la neige et dans les particules dont la teneur en eau est importante. En phase aqueuse, les principaux réducteurs déterminés sont le ${\rm HSO_3}^{\text{-}}$, le ${\rm HO_{\tiny 2(aq)}}$, l' ${\rm O_2}^{\text{-}}_{\tiny (aq)}$ ou les intermédiaires organiques et sont résumés dans le tableau 4.2. D'autres voies de photoréduction du Hg²⁺ comprennent différents halogénures et complexes organomercurique (Hg²⁺). Les ligands organiques, tels que le formiate, l'acétate et l'oxalate dans l'eau jouent un rôle minime dans la réduction du Hg²⁺ dans des conditions atmosphériques, car ils nécessitent une forte irradiation UV (Pehkonen et Lin, 1998). Les réactions des composés solubles et semi-solubles sélectionnés, tels que les acides dicarboxyliques, ont été évaluées. Les effets de la lumière, du pH, de l'oxygène dissous et de l'ion chlorure sur les taux de réaction ont également été étudiés (Lin et Ariya, 2008). Il existe des preuves de photoréduction

dans la neige (Lalonde *et al.*, 2003; Poulain *et al.*, 2004). Cependant, on en sait très peu sur les réactifs impliqués dans les réactions de réduction ou sur leurs taux. Par ailleurs, le rôle des intermédiaires organiques dans le transfert d'électrons menant à une réduction a aussi été proposé. Des réactions ont été proposées, mais les produits réels des réactions de réduction du mercure atmosphérique doivent encore être caractérisés de manière appropriée (Subir *et al.*, 2011, 2012).

4.2.2 Processus de dépôt

Le mercure peut être éliminé de l'atmosphère par l'intermédiaire de processus de dépôts humides et secs. Un dépôt humide a lieu lorsque le mercure est éliminé par des précipitations et des dépôts à la surface. Le mercure réactif gazeux et les matières particulaires totales étant des espèces solubles, ils sont facilement récupérés par les précipitations, tandis que le dépôt humide de mercure élémentaire gazeux est infime par rapport au mercure réactif gazeux et au mercure particulaire total. Un dépôt sec a lieu lorsqu'une espèce chimique, soit un gaz soit une particule, est éliminée de l'air par contact avec la surface du sol, des bâtiments ou la végétation. Les mécanismes qui contrôlent le dépôt sec diffèrent pour diverses espèces de mercure (Lindberg et al., 2007) et pour différents types de surface. L'enlèvement par voie sèche du mercure élémentaire gazeux se produit principalement au-dessus de zones de végétation et est contrôlé par l'absorption à la surface du feuillage (Lindberg et al., 1992; Bash et al., 2007; Bash et Miller, 2007). Les résultats modélisés issus du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques (GRAHM) qui montrent les dépôts humides, secs et totaux au Canada en 2006 sont présentés à la figure 4.2. Cette figure (partie inférieure) montre que le dépôt de mercure annuel total le plus élevé se produit autour des zones côtières tempérées et près des zones touchées par la pollution (p. ex. sud de l'Ontario, Québec, Alberta et les Maritimes). En outre, un dépôt de mercure plus élevé a également été observé aux alentours de certaines zones de sources ponctuelles. Les résultats tirés du modèle GRAHM révèlent que le Canada a recu environ 118 tonnes de dépôt de mercure total en 2006, dont environ 73 tonnes étaient des dépôts

secs et à peu près 45 tonnes étaient des dépôts humides. Par comparaison, on a estimé que les dépôts humides représentaient entre 50 et 90 % du mercure pénétrant dans les eaux de surface (Prestbo et Gay, 2009). Cependant, il convient de noter qu'une partie importante du dépôt sec total dans le modèle est le dépôt sec de mercure élémentaire gazeux, dont une portion est assujettie à une nouvelle volatilisation sur diverses surfaces. La nouvelle volatilisation provenant de la neige et de la glace est supprimée de ces estimations, mais la nouvelle volatilisation issue d'autres surfaces ne l'est pas. Par conséquent, l'estimation des dépôts secs de l'ordre de 73 tonnes est une limite supérieure pour la quantité nette de dépôts secs de mercure.

Il est relativement simple de mesurer un dépôt humide en recueillant des précipitations et en analysant leur teneur en mercure (section 4.5). Par conséquent, il a été mesuré à plusieurs endroits au Canada. La couverture spatiale des dépôts humides dans l'ensemble du pays et une comparaison avec les résultats modélisés sont présentées à la section 4.3. En revanche, il est plus compliqué d'évaluer un dépôt sec et les mesures sont rares. Compte tenu de la rareté de ces données, les quantités de dépôts secs et totaux dans tout le Canada sont principalement disponibles par l'intermédiaire d'une modélisation à grande échelle. Actuellement, la plupart des dépôts secs de mercure sont déduits (estimés) en utilisant les concentrations d'espèces de mercure atmosphérique et des mesures météorologiques ou par l'intermédiaire de méthodes micrométéorologiques, notamment des techniques de gradient et du rapport de Bowen modifié (Poissant et al., 2004). La seule méthode utilisée pour mesurer directement le dépôt sec de mercure sur la végétation comprend la mesure de flux de mercure sur le paysage dans la chute de litière et la pluie au sol et en comparant cela avec les flux de mercure dans les précipitations dans les zones dégagées adjacentes. Ces méthodes et l'état actuel des connaissances concernant le dépôt sec de mercure au Canada sont abordés dans les sections suivantes. La figure 4.3 montre un schéma global des processus de dépôts humides et secs dans la forêt.

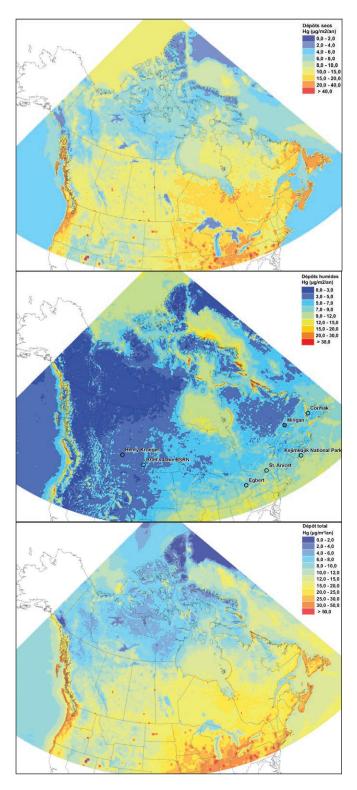


FIGURE 4.2 Cartes de dépôts secs (carte du haut), humides (carte du milieu) et totaux annuels (carte du bas) tirées du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques pour 2006

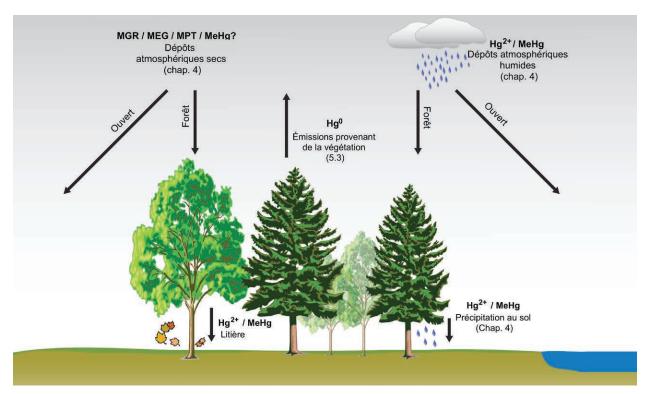


FIGURE 4.3 Diagramme de l'ensemble des processus de dépôts humides et secs dont fait l'objet le mercure dans les régions boisées

4.2.2.1 Estimation sur les dépôts secs à l'aide de la méthode inférentielle

Une approche commune pour estimer le dépôt sec est la méthode appelée inférentielle où le flux de dépôt sec (F ou flux) d'une espèce de mercure est le produit de sa concentration atmosphérique (C) et de sa vitesse de dépôts secs (V_a) . Une telle approche a été utilisée dans le modèle GRAHM pour produire une répartition géographique du dépôt sec et dans des études utilisant une concentration ambiante mesurée pour fournir des estimations sur les dépôts humides à des endroits particuliers. Plusieurs préoccupations relatives à cette approche ont été relevées dans les études existantes. Il s'agit notamment : 1) des incertitudes de mesure liées aux concentrations d'espèces chimiques de mercure mesurées (Gustin et Jaffe, 2010) et de l'exclusion de grosses particules du mercure particulaire total (Zhang et al., 2012b), 2) de grandes différences entre les concentrations d'espèces chimiques de mercure dans la couche de surface modélisées et mesurées (Zhang et al., 2012a; Kos et al., 2013), 3) d'importantes incertitudes liées aux valeurs V_d modélisées (Zhang *et al.*, 2009) et 4)

d'un échange air-surface bidirectionnel fréquent de mercure élémentaire gazeux. Une brève analyse de ces préoccupations est fournie ci-dessous.

Les incertitudes potentielles liées au dépôt sec estimé peuvent provenir d'incertitudes liées aux concentrations mesurées. Les instruments qui mesurent les concentrations d'espèces chimiques de mercure peuvent contenir des artéfacts analytiques qui provoguent des erreurs de mesure de l'ordre de 10 à 40 % (Gustin et Jaffe, 2010), le pourcentage d'erreur le plus important étant constaté dans des situations où les concentrations de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total sont faibles. On pourrait soutenir qu'étant donné que les concentrations les plus élevées de ces espèces de mercure dominent le dépôt sec total, les incertitudes liées à l'estimation des dépôts secs annuels causées par les incertitudes de mesure des concentrations doivent être inférieures à 40 %. L'exclusion de la fraction grossière de mercure particulaire total peut causer une sous-estimation par un facteur de deux à quatre du dépôt sec de mercure particulaire total, mais ne peut que donner lieu à des sous-estimations peu importantes du budget de dépôt sec de mercure total en raison de petites contributions du mercure particulaire total comparativement au mercure élémentaire gazeux et au mercure gazeux réactif (Zhang *et al.*, 2012b).

Zhang et al. (2012a) ont remarqué que plusieurs modèles de transport du mercure estimaient des concentrations de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total deux à dix fois plus élevées que les données récentes sur la concentration d'espèces chimiques mesurées dans la région des Grands Lacs. Par conséquent, le dépôt sec du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total provenant du modèle GRAHM (et d'autres modèles de transport du mercure) pourrait être considérablement surestimé. Cependant, le fait que les données sur les concentrations mesurées utilisées pour cette technique soient définies du point de vue opérationnel et ne soient pas générées à l'aide de méthodes d'étalonnage standard (Steffen et al., 2008) devrait être examiné de facon sérieuse au moment de comparer ces deux estimations. Dans une étude récente, Kos et al. (2013) ont examiné les incertitudes liées aux estimations mesurées et modélisées de concentrations d'espèces de mercure. Ils ont constaté des incertitudes de mesure importantes relatives à l'efficacité de l'échantillonnage, à la composition des échantillons, aux espèces perturbatrices et aux erreurs d'étalonnage. En outre, on a remarqué que les modèles de transport du mercure surestimaient de façon importante les concentrations de mercure oxydé près de sources d'émissions, probablement en raison d'estimations inexactes de la spéciation du mercure dans les émissions ou de l'absence de processus possibles de réduction à l'intérieur du panache. La version actuelle du modèle GRAHM utilise une spéciation améliorée du mercure aux sources qui a permis de réduire les différences entre les concentrations modélisées et mesurées de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total dans les limites d'incertitude des mesures (Kos et al., 2013).

Les incertitudes liées aux dépôts secs estimés de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total causées par les incertitudes liées aux $V_{\rm d}$ modélisées devraient surtout être comprises dans un facteur de deux, d'après les études d'intercomparaison des

modèles de dépôt sec (voir les références dans Zhang et al., 2012a). Il est important de souligner que de nombreuses études précédentes n'incluaient que le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total dans le budget de dépôt sec, étant donné que le mercure élémentaire gazeux est souvent une espèce émise. Cependant, le dépôt sec de mercure élémentaire gazeux peut être important ou même dominant au-dessus des zones de végétation si les concentrations ambiantes de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total ne sont pas très élevées. L'échange air-surface bidirectionnel fréquent et mal caractérisé de mercure élémentaire gazeux rend difficile l'estimation du dépôt sec net de mercure élémentaire gazeux difficile qui est sujette à des incertitudes importantes.

Étude de cas 1 : Modélisation des dépôts secs de mercure à l'aide des concentrations d'espèces chimiques mesurées et de la méthode inférentielle

L'estimation des taux de dépôt sec de mercure à l'aide de la méthode inférentielle a été effectuée pour 2008-2009 à 19 sites de surveillance dans l'est et le centre de l'Amérique du Nord (Zhang et al., 2012b). Deux des sites examinés dans le cadre de cette étude étaient canadiens : la région des lacs expérimentaux, (Ontario) et Kejimkujik (Nouvelle-Écosse). Les flux de dépôts secs de mercure élémentaire gazeux, de mercure gazeux réactif, de mercure particulaire total et de mercure total ont fait l'objet d'une étude. Dans ces estimations, seul le mercure particulaire fin (< 2.5µm) été inclus comme mercure particulaire total, étant donné que les données sur les concentrations de mercure mesurées ne comprenaient que des particules fines. Les vitesses des dépôts secs horaires (V_) concernant le mercure élémentaire gazeux, le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total ont été calculées à l'aide du modèle des dépôts secs d'Environnement Canada qui repose sur les données météorologiques archivées des couches superficielles tirées des résultats du modèle de prévisions météorologiques canadien. Les concentrations de mercure élémentaire gazeux, de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total aux deux ou aux trois heures ont été mesurées à l'aide de l'instrument Tekran ®. Les flux de dépôts secs aux

deux ou trois heures ont été convertis en valeurs annuelles. Les flux annuels ascendant de mercure élémentaire gazeux qui découlent de la réémission de mercure déposé précédemment et de l'émission provenant de sources naturelles ont été générés à partir du modèle GRAHM et soustraits du dépôt sec de mercure élémentaire gazeux annuel estimé pour obtenir le flux annuel net de mercure élémentaire gazeux relatif au budget de dépôt sec.

L'estimation du dépôt sec de la somme du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total était de l'ordre de 0,4 à 8,1 mg m⁻² an⁻¹ pour les 19 sites de l'étude, le mercure gazeux réactif contribuant de 0,3 à 7,8 mg m⁻² an⁻¹ et le mercure particulaire total fournissant 0,1 à 0,8 mg m⁻² an⁻¹. L'estimation du flux de mercure élémentaire gazeux annuel était comprise entre 13 et 35 mg m⁻² an⁻¹ en raison de concentrations de mercure élémentaire gazeux plus élevées de deux ordres de grandeur par rapport au mercure gazeux réactif et au mercure particulaire total. Lorsque l'on tenait compte de la réémission du mercure élémentaire aazeux et des émissions naturelles calculées d'après le modèle GRAHM, l'estimation du dépôt sec net de mercure élémentaire gazeux était de l'ordre de 4,8 à 23,3 mg m⁻² an⁻¹ pour la plupart des sites, à l'exception de Kejimkujik. L'estimation des taux globaux de dépôts secs concernant le mercure gazeux réactif, le mercure particulaire total et le mercure élémentaire gazeux dans la région des lacs expérimentaux et à Kejimikujik était de 0,5, 0,25, 15,6 mg m⁻² an⁻¹ et de 1,1, 0,3 et 33 mg m⁻² an⁻¹, respectivement. Il convient de noter que les incertitudes liées aux estimations de dépôts secs de mercure élémentaire gazeux sont beaucoup plus élevées que celles concernant le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total, en raison de mécanismes mal connus de ses échanges gazeux avec la végétation et des connaissances très limitées en ce qui concerne sa réémission et de ses flux naturels.

Les estimations des dépôts secs de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total ont été évaluées à l'aide de mesures à la surface de remplacement limitées recueillies dans plusieurs sites dans le nord-est des États-Unis. Les différences entre les valeurs estimées et mesurées étaient généralement inférieures à 30 % après la suppression des différences entre les concentrations. L'estimation

des dépôts secs totaux et de mercure élémentaire gazeux concordait bien avec les mesures par égouttement et sur la litière obtenues dans les sites américains et canadiens (Risch *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2012b), ce qui améliore la fiabilité des estimations de dépôts secs nets de mercure élémentaire gazeux.

Cette étude a conclu que le mercure élémentaire gazeux domine le budget de dépôt sec total dans la plupart des sites. Dans les sites proches de sources ponctuelles importantes où les concentrations de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total sont relativement élevées, le mercure gazeux réactif avec le mercure particulaire total et le mercure élémentaire gazeux contribuent de façon presque identique au dépôt sec total. En d'autres termes, le dépôt sec de mercure élémentaire gazeux n'était pas aussi sensible aux sources locales. Au contraire, la V_a concernant le mercure élémentaire gazeux, et donc le dépôt sec de mercure élémentaire gazeux, dépend fortement du type de terre et des conditions météorologiques. Par exemple, le dépôt sec de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total était l'un des moins élevés dans plusieurs sites ruraux et éloignés (région des lacs expérimentaux, Kejimkujik), tandis que le dépôt sec net de mercure élémentaire gazeux dans ces sites était parmi les plus élevés. Par conséquent, les taux plus élevés de dépôt sec total ne se limitent pas aux sites proches de sources d'émissions en raison de la dominance de dépôts secs de mercure élémentaire gazeux. Cet effet est observé dans les estimations de dépôts secs du modèle GRAHM concernant les régions des Maritimes et de la côte ouest (figure 4.2).

4.2.2.2 Méthodes d'estimation des dépôts secs de mercure sur la litière et par égouttement

La végétation terrestre couvre une partie importante de la surface de la Terre et peut, par conséquent, modifier les dépôts de mercure dans le paysage ainsi que les déplacements au sein de celui-ci. Les plantes terrestres agissent comme un intermédiaire du Hg⁰ atmosphérique et du Hg² dans la biosphère. Une méthode directe pour estimer le dépôt sec de mercure dans un paysage forestier consiste à mesurer les flux de mercure dans la chute de litière et la pluie

au sol dans le paysage et à comparer ces mesures avec les flux de mercure dans les précipitations dans les zones dégagées adjacentes (Grigal et al., 2000; St. Louis et al., 2001; Demers et al., 2007; Graydon et al., 2008). La chute de litière est composée de feuilles et d'aiguilles, de brindilles et d'écorce et de corps reproducteurs (Meier et al., 2006). D'autres fractions de mercure déposé sec total se déposent directement dans les sols sous-jacents ou sont réémises dans l'atmosphère. Le flux de mercure dans la chute de litière représente une partie importante du total des dépôts secs de mercure dans les paysages boisés (Johnson et Lindberg, 1995; St. Louis et al., 2001). Cette approche comprend la mesure des concentrations de mercure dans les échantillons de chute de litière et de pluie au sol ainsi que des flux de masse sèche de chute de litière correspondants et des volumes d'eau de pluie au sol (Risch et al., 2011). Le flux de mercure dans les précipitations de zones dégagées est soustrait du flux brut de mercure provenant de la chute de litière afin de déterminer le flux net de mercure par égouttement. Les flux nets de mercure par égouttement et sur la litière sont ensuite additionnés pour estimer le dépôt sec net de mercure dans le paysage boisé.

On pense que les bassins de mercure dans les couverts forestiers sont en grande partie d'origine atmosphérique (Mosbaek et al., 1988; Fleck et al., 1999; Ericksen et al., 2003; Frescholtz et al., 2003). Les surfaces du feuillage (feuille) sont dynamiques par nature et bien qu'elles fonctionnent comme des puits globaux pour le mercure atmosphérique, elles peuvent aussi agir comme une source ou un puits (Gustin et al., 2008). Les espèces de mercure atmosphérique qui se déposent sous forme de dépôts secs sur le feuillage sont notamment le mercure élémentaire gazeux, le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total. Toutes ces espèces contribuent probablement à la masse de mercure dans le feuillage des plantes (et, par conséquent, dans la chute de litière) par l'intermédiaire des stomates (pores de l'épiderme des feuilles et des tiges servant à l'échange gazeux) et par des voies ou par une absorption non stomatiques (Risch et al., 2011). Le mercure gazeux réactif a une vitesse de dépôt élevée (V_d variant de 0,5 à 6 cm s⁻¹ (Zhang et al., 2009)) qui rend son absorption par les surfaces foliaires rapide. Le mercure particulaire total est

absorbé par les surfaces foliaires après s'être déposé par des processus d'impaction et de sédimentation. Le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total peuvent traverser la cuticule et pénétrer dans l'épiderme où ils peuvent être retenus. Le mercure élémentaire gazeux peut être absorbé par le feuillage par les stomates et à travers les cuticules des feuilles (Stamenkovic et Gustin, 2009; Converse et al., 2010). Bien que le mercure élémentaire gazeux ait une vitesse de dépôt bien inférieure (moyenne annuelle de l'ordre de < 0,1 cm s⁻¹) à celle du mercure gazeux réactif (> 1 cm s⁻¹) ou du mercure particulaire total (~ 0,2 cm s⁻¹), les études semblent indiquer que le mercure élémentaire gazeux peut contribuer de façon importante au dépôt sec de mercure total sur des surfaces végétalisées, en raison de son importance dans l'atmosphère (> 95 %) (Zhang et al., 2009; Zhang *et al.*. 2012b).

La méthode sur la litière et par égouttement net d'estimation des dépôts secs est loin d'être simple. Cette méthode fournit une estimation des dépôts secs *nets* plutôt que des dépôts secs *totaux* ou *bruts* dans les paysages, sous les couverts forestiers, car la réémission de mercure ayant fait l'objet par la suite d'une photoréduction sur le feuillage du couvert n'est pas prise en considération. En outre, le dépôt sec de mercure directement sur le sol de la forêt n'est pas pris en compte. De plus, l'absorption de mercure élémentaire gazeux émis par les sols sousjacents sur la litière ou par égouttement ne peut pas être quantifiée à l'aide de cette méthode. S'il s'agit d'une absorption importante, cette technique surestimerait les taux de dépôts secs provenant de nouvelles sources atmosphériques ((Zhang et al., 2009) et données expérimentales citées ci-après). Enfin, contrairement aux techniques inférentielles et micrométéorologiques, les mesures de chute de litière et de pluie au sol ne fournissent pas de renseignements indiquant si le mercure sec *net* déposé était gazeux (mercure élémentaire gazeux ou mercure gazeux réactif) ou fixé à des particules (mercure particulaire total).

Toutes les approches pour mesurer les dépôts secs sont encore considérées comme des recherches expérimentales et de pointe sur les processus atmosphériques. En effet, d'importantes incertitudes associées à l'estimation des dépôts secs de mercure persistent (Lindberg *et al.*, 2007). Pour cette raison, la meilleure approche recommandée est l'utilisation de plusieurs techniques dans des sites individuels afin de simplifier les intercomparaisons qui rendent difficiles les estimations des flux totaux et nets de dépôts de mercure sec.

Étude de cas 2 : Taux de charge annuels du mercure total et du méthylmercure dans les précipitations dans les espaces découverts, au sol et dans la litière, dans la région des lacs expérimentaux

Les dépôts de mercure total (HgT) et de méthylmercure (MeHg) ont été étudiés dans la région éloignée des lacs expérimentaux (RLE) dans l'écozone boréale du nord-ouest de l'Ontario entre 1992 et 2010 (Graydon et al., 2008; Mowat et al., 2011). Cette étude de cas présente les charges nettes à long terme de mercure total et de méthylmercure dans les précipitations de zones dégagées ainsi que dans la pluie au sol et la chute de litière, classées sous quatre différents types de forêts boréales. De plus, cette étude inclut les estimations des dépôts secs de mercure total et de méthylmercure fondées sur la différence entre les charges dans les espaces découverts et celles par égouttement et sur la litière combinés. Les taux de dépôts de mercure dans la chute de litière dans la région des lacs expérimentaux ont également été comparés aux taux de dépôts secs modélisés (Zhang et al., 2012b).

Les charges de dépôts humides de mercure total et de méthylmercure dans les zones dégagées entre 1992 et 2010 étaient de 3,6±1,7 et de 0,05±0,02 µg m-², respectivement. Afin de comparer directement les charges de mercure total et de méthylmercure dans les espaces découverts avec celles dans la pluie au sol, seules les données recueillies dans le bassin versant du lac 658 (site de l'Expérimentation pour déterminer la charge de mercure atmosphérique au Canada et aux États-Unis; 2001-2007) et dans le site du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations (RCEPA) de la région des lacs expérimentaux (2008-2010) ont été utilisées. Cette stratégie a été utilisée, car ces deux sites étaient équipés de collecteurs automatisés en plein

air et sous le couvert forestier qui fonctionnaient simultanément. Au cours de cette période de dix ans, les charges moyennes annuelles de dépôts de mercure total et de méthylmercure dans les espaces découverts étaient de 3,3±1,6 µg m⁻² et de 0,04±0,02 µg m⁻², respectivement (figure 4.4).

Les taux de dépôts de mercure total et de méthylmercure par égouttement étaient généralement deux à quatre fois et 0,8 à deux fois plus élevés, respectivement, que les dépôts de ces espèces dans les espaces découverts (figure 4.4; tableau 4.3), ce qui indique l'importance des couverts forestiers pour les taux de dépôts de mercure total dans les paysages. Dans les sites d'épinettes noires et de sapins baumiers anciens, les charges movennes de mercure total par égouttement étaient quatre fois supérieures aux dépôts de mercure total dans les espaces découverts. Dans les forêts de jeunes pins gris, les dépôts moyens de mercure total étaient 1,4 fois supérieurs à ceux dans les espaces découverts. Les zones humides ont révélé des taux de charge intermédiaires de mercure total par égouttement (2,7 fois les dépôts dans les zones dégagées). Bien que, parmi toutes les forêts étudiées, le couvert de feuillus caducs présente le taux de charge de mercure total le plus faible et un couvert végétal relativement ouvert, on a encore observé des dépôts de mercure total 1,5 fois plus élevés dans ce type de forêt que dans les forêts ouvertes. Le dépôt annuel moyen de méthylmercure par égouttement suivait la même tendance générale que le dépôt de mercure total, la valeur la plus élevée ayant été mesurée sous le couvert végétal ancien, suivi du couvert végétal dans les zones humides (1,4 fois dans le couvert ouvert) et du couvert de pins gris (1,1 fois dans le couvert ouvert). Les charges de méthylmercure sous le couvert de feuillus caducs étaient en moyenne plus faibles que celles dans le couvert forestier ouvert, ce qui semble indiquer une rétention ou une perte nette possible de méthylmercure dans ce type de forêt. Ces dépôts plus faibles pourraient provenir de la nature de ce couvert de feuillus caducs très ouvert qui peut être assujetti à des processus de photoréduction et à la réémission du Hg^o qui existait auparavant sous forme de dépôt humide en tant que méthylmercure dont les dépôts sont plus élevés ici que dans les couverts de conifères denses.

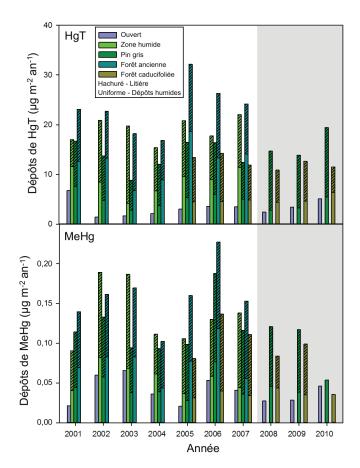


FIGURE 4.4 Taux de dépôts de mercure total (HgT) et de méthylmercure (MeHg) dans 1) les précipitations de zones dégagées, 2) dans la pluie au sol (barres empilées de couleur uniforme) et 3) dans la chute de litière (barres empilées hachurées) en fonction de quatre différents types de forêt dans la région des lacs expérimentaux, notamment les forêts de terres humides, de pins gris, les anciennes forêts et les forêts caducifoliées. La zone grisée représente l'échantillonnage qui s'est produit en vertu du cadre du Programme de réglementation de la qualité de l'air d'Environnement Canada, au sujet du mercure.

La chute de litière représentait l'apport le plus important de mercure total et de méthylmercure dans le paysage chaque année (figure 4.4; tableau 4.3). Les taux de dépôts de mercure total et de méthylmercure dans la chute de litière ne variaient pas de manière significative selon les quatre types de couverts forestiers.

En utilisant la méthode directe d'estimation des dépôts secs (pluie au sol + chute de litière – dépôts dans des zones dégagées), les quantités annuelles de dépôts secs de mercure total sous les couverts forestiers variaient de 9 à 20 µg m⁻². Le dépôt sec de

méthylmercure a aussi été calculé et variait de 0.07 à 0.12 ug m⁻². Le total des dépôts nets de mercure total était environ 3 et 8 fois supérieur pour les forêts caducifoliées et anciennes, respectivement, à celui des zones dégagées adjacentes. Les charges totales nettes de méthylmercure dans ces forêts étaient 2 à 3 fois supérieures à celles dans les zones dégagées situées à proximité. Zhang et al. (2012a) ont estimé les dépôts secs d'espèces chimiques de mercure (mercure gazeux réactif, mercure particulaire total et mercure élémentaire gazeux) dans la région des lacs expérimentaux pour les années 2008-2009 à l'aide de la méthode inférentielle (étude de cas 1). Cette méthode associait les données sur les concentrations d'espèces chimiques de mercure mesurées aux vitesses des dépôts secs horaires d'espèces chimiques (V_a) calculées à partir de la météorologie interpolée du modèle de prévisions météorologiques canadien archivé (comme cela a été décrit dans le cas 1). Dans le site de la région des lacs expérimentaux, les dépôts secs nets modélisés de mercure élémentaire gazeux étaient supérieurs par un facteur de 1,8 aux dépôts de mercure mesurés sur la litière. Les enregistrements des dépôts humides à long terme sur la litière, par égouttement et dans les zones dégagées relatifs à ce site (Graydon et al., 2008; Graydon et al., 2009) ont permis à Zhang et al. d'effectuer une meilleure estimation du budget de dépôt sec. Les dépôts annuels sur la litière (8,6 mg m⁻² an⁻¹) concernant la région des lacs expérimentaux pour les années relatives à l'exercice de modélisation correspondaient à l'extrémité inférieure de la plage estimée à long terme publiée précédemment (8 à 12 mg m⁻² an⁻¹) et qui est probablement plus représentative de l'ensemble de la région. Comme il a été mentionné ci-dessus, les dépôts nets par égouttement représentaient entre 0,15 et 0,85 fois les dépôts sur la litière, en fonction des espèces d'arbres et de leur âge. En apportant de légères modifications au modèle par l'utilisation des dépôts médians sur la litière et des dépôts nets par égouttement ainsi qu'en utilisant le total des dépôts sur la litière et des dépôts nets par égouttement et en omettant les dépôts ou émissions au sol non mesurés, Zhang et al. sont parvenus à une estimation des dépôts secs annuels d'environ 15 mg m⁻² an⁻¹. Par conséquent, cette estimation modélisée des dépôts secs concernant la région des lacs expérimentaux concordait bien avec les estimations des dépôts secs provenant de

TABLEAU 4.3 Dépôts humides dans une zone dégagée, dépôts par égouttement et sur la litière de mercure total (HgT) et de méthylmercure (MeHg) en fonction de quatre différents types de forêts dans la région des lacs expérimentaux

	Site/Type de for	êt			
Flux (µg m ⁻²) ± écart type	Ouvert	Jeune pin gris	Épinette et sapin matures	Érable et bouleau à feuilles caduques	Épinette et aulne des terres humides
Dépôts humides de mercure total	$3,3 \pm 1,6$	$4,7 \pm 1,5$	$12,6 \pm 3,8$	$4,9 \pm 0,8$	8,7 ± 2,6
Dépôts humides de méthylmercure	0.04 ± 0.02	$0,05 \pm 0,01$	0.08 ± 0.02	0.04 ± 0.02	$0,06 \pm 0,02$
Mercure total dans la chute de litière	-	$9,7 \pm 1,9$	10.8 ± 1.9	7.8 ± 1.6	$10,3 \pm 3,2$
Méthylmercure dans la chute de litière	-	0.07 ± 0.02	0.08 ± 0.02	0.06 ± 0.02	0.08 ± 0.03

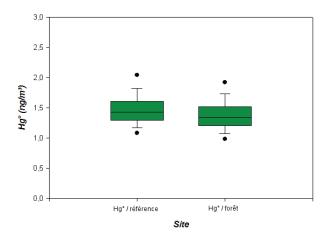
mesures à long terme sur la litière et par égouttement. Cette estimation concorde bien aussi avec les estimations du modèle du mercure GRAHM qui simule des dépôts secs à environ 14 mg m⁻² an⁻¹ dans cette région.

Étude de cas 3 : Concentrations de mercure et flux atmosphériques ou du feuillage dans un écosystème de forêts d'érables à Saint-Anicet (Québec)

L'objectif de cette étude consistait à mieux comprendre le devenir du mercure dans les écosystèmes forestiers naturels, à déterminer les différents processus impliqués, à quantifier les concentrations atmosphériques de mercure et les flux dans le couvert forestier afin de mesurer l'accumulation de mercure dans le feuillage pendant toute la saison de croissance et à déterminer l'importance de la pluie au sol et de la chute de litière. Le site de référence se trouvait à la station de recherche de Saint-Anicet (sud du Québec) qui est une région rurale herbeuse de plaine entourée de fermes (principalement des cultures de mais en rangs), de pâturages et de quelques terrains boisés (Poissant, 1997). Le site peuplé d'érables a été implanté dans une zone forestière sèche située à environ 300 m de la station principale et il est principalement composé d'arbres de seconde ou de troisième pousse dominés par des érables à sucre (Poissant et al., 2008a).

Une étude préliminaire a montré que le mercure gazeux total était significativement plus faible dans la forêt $(1.03 \pm 0.21 \text{ ng m}^{-3})$ que dans le site de référence (1,41 \pm 0,21 ng m⁻³), ce qui semble indiquer que l'écosystème de forêts d'érables est un agent capteur efficace du mercure atmosphérique. Les mesures directes ont étayé cette théorie de l'agent capteur et ont fait état d'un échange gazeux air-feuillage de -0,39 ± 0,38 ng m⁻² h⁻¹ de juillet à octobre 2004. Les concentrations de mercure gazeux total les plus faibles dans cette région proviennent de réactions chimiques du mercure atmosphérique ou des dépôts atmosphériques de mercure, tandis que les valeurs plus élevées découlent de sources et du transport du mercure atmosphérique (Poissant et al., 2008a). À la lumière de ces résultats, une étude approfondie a été menée dans ce site en 2006 afin de mieux comprendre la spéciation et le devenir du mercure dans les forêts d'érables.

Les concentrations médianes des espèces chimiques de mercure (mercure gazeux réactif, mercure particulaire total et mercure élémentaire gazeux) dans les forêts d'érables sont présentées, de mai à décembre 2006, à la figure 4.5. Dans l'ensemble, la somme du mercure gazeux réactif, du mercure particulaire total et du mercure élémentaire gazeux était inférieure dans la forêt par rapport au site de référence à 1,406 et 1,503 ng m⁻³, respectivement. Précédemment, les mesures sur la spéciation du



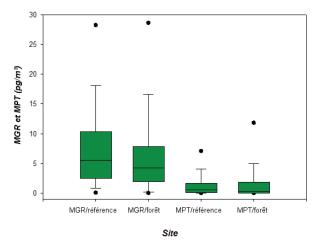


FIGURE 4.5 Étude comparative de la spéciation du mercure mesurée dans une forêt d'érables et dans un site de référence, à Saint-Anicet (Québec), en été 2006. Les espèces sont notamment le mercure élémentaire gazeux (partie quuche), le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire (partie droite).

mercure ont montré l'exactitude de cette technique et établi des seuils de détection très faibles (Poissant et al., 2004). Dans le site de référence, des relations significatives ont été observées entre le mercure élémentaire gazeux et le mercure particulaire total (r = 0.66) ainsi qu'entre le mercure élémentaire gazeux et le mercure gazeux réactif (r = 0.63). Cependant, la corrélation entre le mercure élémentaire gazeux et le mercure gazeux réactif était inférieure (r = 0.32) dans la forêt, tandis que celle constatée entre le mercure élémentaire gazeux et le mercure particulaire total demeurait similaire (r = 0.58). Cela semble indiquer une incidence perceptible de la forêt d'érables sur le cycle du mercure. En effet, le feuillage de la forêt peut avoir une incidence sur la pluie au sol, en entraînant la sédimentation et le piégeage de la poussière, du pollen et des gaz provenant de l'air ambiant, ce qui contribue également au dépôt sec.

Pendant la saison de croissance des feuilles, le mercure dans les feuilles augmentait de 8,7 ng g-1 à 30,8 ng g-1 et l'accumulation du mercure révélait généralement l'âge de la feuille (Poissant et al., 2008a). Les forêts d'érables semblaient éliminer efficacement le mercure atmosphérique en l'absorbant dans leur feuillage. En présumant que ces arbres sont représentatifs de tous les érables à sucre en Amérique du Nord (en augmentant l'échelle jusqu'à environ 12,5 millions d'hectares de forêt), une estimation approximative de l'accumulation du

mercure atmosphérique par cette voie est de 600 kg a⁻¹. Cette quantité représente environ 0,5 % des émissions totales de mercure au Canada et aux États-Unis (de l'ordre de 120 tonnes métriques; (Cohen et al., 2004)). Cette étude montre que la forêt d'érables est, à l'échelle régionale, un puits important du mercure atmosphérique qui joue le rôle de médiateur biologique, chimique ou physique.

Bien que la forêt d'érables ait été considérée comme un puits de mercure, les questions cherchant à savoir si le mercure contenu dans la chute de litière est rejeté dans l'atmosphère et s'il est un contributeur important du mercure pour les écosystèmes terrestres et aquatiques subsistaient. En 2006, les mesures sur le terrain ont principalement révélé des flux négatifs (c.-à-d. qu'il se produit une absorption du mercure gazeux total par le sol des forêts d'érables) et ces flux de mercure gazeux total étaient fortement corrélés au substrat (figure 4.6). Les flux étaient les suivants : ancienne chute de litière (-0.258 ± 0.156 ng m⁻² h⁻¹); sol nu (-0,325 \pm 0,097 ng m⁻² h⁻¹); nouvelle chute de litière (-0,393 \pm 0,338 ng m⁻² h⁻¹) et neige fraîche $(-0.776 \pm 0.102 \text{ ng m}^{-2} \text{ h}^{-1})$. Une relation entre le flux de mercure et la température du sol a été signalée et l'importance statistique de ce lien augmentait lorsqu'elle était calculée pour un sol nu (à partir de r = 0,53 à 0,85). Il existait une corrélation entre le flux de mercure air-sol et la pression de vapeur d'eau pour l'ancienne chute de litière (r = 0.63), mais pas entre

le flux air-sol et le rayonnement solaire, probablement en raison de la couverture de feuilles sur le sol. Dans l'ensemble, on a conclu que la chute de litière agissait comme un puits de mercure provenant de l'atmosphère dans la forêt d'étables et que le sol de la forêt ne constituait pas une source de mercure importante.

- · litière ancienne
- sol nu
- litière fraîche
- neige
- · date contre température du sol

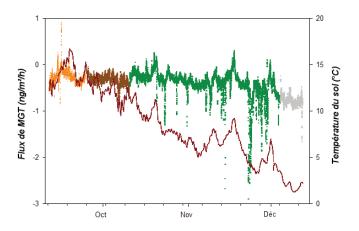
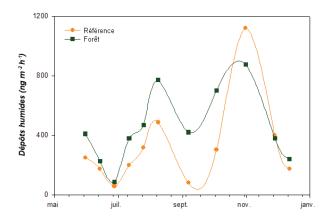


FIGURE 4.6 Mesures de la concentration des flux de mercure gazeux total mesurés sur le sol de la forêt d'érables sous différents substrats (ancienne chute de litière [orange], sol nu [brun], chute de litière fraîche [vert] et neige [gris]) à Saint-Anicet (Québec) du 11 septembre au 12 décembre 2006. La température du sol est représentée par la ligne de couleur bordeaux.

Etonnamment, il n'existait pas de différence importante relative à la concentration de mercure dans le sol entre la forêt d'érables et le site de référence (63 et 59 ng g-1, respectivement). D'après ces mesures, la chute de litière n'a pas contribué de façon significative au mercure dans la terre végétale à cet endroit. Ce résultat laisse entendre que le mercure dans la chute de litière pourrait ne pas être retenu dans les écosystèmes terrestres, mais qu'en revanche, le mercure dans la litière est extrait par des précipitations humides et que cela pourrait contribuer au mercure dans les écosystèmes aquatiques (St. Louis et al., 2001). Le tableau 4.4

fournit un résumé des dépôts humides dans la forêt d'érables et dans le site de référence relatifs aux études menées en 2005 et 2006. Le dépôt de mercure a été estimé directement par des collecteurs de dépôts humides et secs. Le dépôt humide de mercure était supérieur dans la forêt d'érables par rapport au site de référence et cela peut être attribué à une augmentation de 30 à 50 % de l'apport de mercure dans la forêt par égouttement. De plus, les tendances saisonnières de dépôt de mercure ont révélé des phénomènes distincts concernant les deux sites (figure 4.7). La variabilité des dépôts humides de mercure était supérieure à la fin de l'été (couverture foliaire maximale) par rapport aux autres saisons lorsque le couvert végétal faisait défaut (figure 4.7; partie supérieure). Le transfert de mercure depuis l'atmosphère et vers la forêt d'érables est illustré dans la concentration de mercure des eaux interstitielles (entre 13,82 et 19,26 ng L⁻¹), tandis que la concentration de mercure dans les eaux de surface de l'écosystème aquatique environnant (entre 1 et 9,9 ng L⁻¹) et la concentration moyenne de mercure pondérée en fonction du volume dans la pluie $(7.3 \pm 3.9 \text{ ng L}^{-1})$ étaient beaucoup plus faibles. Les concentrations de mercure dans l'évacuation des eaux étaient inférieures à celles mesurées dans les précipitations. Comme cela est illustré à la figure 4.7, aucune tendance cohérente relative au dépôt sec calculé n'a été observée entre les deux sites. Les dépôts secs mesurés dans les deux sites étaient similaires en 2005 et légèrement supérieurs dans la forêt d'érables en 2006. Les dépôts secs observés dans la forêt augmentaient avec la croissance foliaire et commençaient à diminuer tout au long de leur durée de vie. En revanche, les dépôts secs à l'extérieur de la forêt étaient influencés par d'autres facteurs tels que le labourage du sol nu pendant la saison de croissance et la combustion à proximité du sol nu pendant les saisons plus froides (figure 4.7; partie inférieure).

Dans l'ensemble, cette étude a permis de conclure que la forêt d'érables constitue un puits de mercure atmosphérique important à l'échelle régionale. Lorsqu'elles étaient comparées à un site ouvert, des différences en matière de comportement d'absorption du mercure étaient constatées. La chute de litière dans la forêt d'érables agit comme



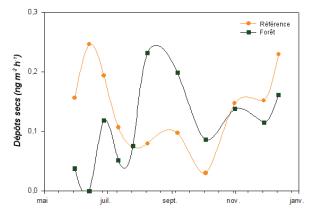


FIGURE 4.7 Étude comparative des dépôts humides (pluie au sol) (volet gauche) et des dépôts secs (volet droite) de mercure mesurés dans une forêt d'érables et dans un site de référence à Saint-Anicet (Québec), durant l'été et l'automne, en 2006

un puits de mercure depuis l'atmosphère et les feuilles d'érables à sucre accumulent par des dépôts humides davantage de mercure que les bassins d'eau environnants. Le rôle de la fraction de mercure qui demeure liée à la matière organique et qui est transportée dans les eaux souterraines n'a pas été étudié et peut être défini comme une lacune en matière de connaissances.

4.2.3 Processus atmosphériques d'appauvrissement du mercure propres à la région de l'Arctique

Les régions polaires (notamment la région arctique et subarctique du Canada) sont réputées pour connaître une transformation rapide du mercure atmosphérique pendant le printemps (Schroeder *et al.*, 1998; Ebinghaus *et al.*, 2002; Steffen *et al.*, 2008). Le mercure élémentaire gazeux est la forme dominante du mercure qui est transportée vers l'Arctique par l'atmosphère. Les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique sont caractérisés comme

TABLEAU 4.4 Étude comparative des dépôts humides (pluie au sol) et des dépôts secs mesurés dans une forêt d'érables et dans un site de référence à Saint-Anicet (Québec) pendant deux saisons de croissance consécutives, en 2005 et 2006

	Dépôt humide (µg m ⁻² an ⁻¹)			Dépôt sec (µg m ⁻² an ⁻¹)				
	Réfé	rence	Forêt d	'érables	Référ	ence	Forêt d'	érables
	2005	2006	2005	2006	2005	2006	2005	2006
Moyen	3,48	6,21	6,79	8,97	1,59	1,20	1,36	1,06
Médian	2,70	5,20	4,17	9,49	1,03	1,29	1,15	1,02
Minimal	0,45	1,04	0,05	2,27	0,49	0,26	0,48	0,33
Maximal	9,96	14,64	28,11	20,08	3,74	2,16	4,10	2,03
Écart-type	2,45	4,23	6,98	4,85	1,04	0,59	0,80	0,55

une série de réactions déclenchées de manière photochimique dans la basse troposphère qui entraînent la conversion (oxydation) du mercure élémentaire gazeux en formes de mercure de courte durée (mercure gazeux réactif et mercure particulaire total) pouvant se déposer sur des surfaces terrestres et aquatiques. Ce phénomène inattendu a été observé pour la première fois à Alert (Nunavut) en 1995 (Schroeder et al., 1998) et coïncidait avec les épisodes d'appauvrissement de l'ozone relevés précédemment (Barrie et al., 1988). On pense que les épisodes d'appauvrissement de l'ozone sont causés par une perte catalytique de l'ozone par l'intermédiaire de réactions avec les atomes halogènes et ils présentent des corrélations négatives avec les concentrations d'oxyde de bromure dans la couche limite et la colonne d'air totale (Simpson et al., 2007). En 2008, une synthèse des sciences relatives aux épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique résumant les connaissances les plus récentes sur ces processus a été produite par des experts dans ce domaine de recherche (Steffen et al., 2008). Les recherches découlant de cet examen et d'autres études ont montré que le déclenchement d'épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique nécessite la présence du mercure dans l'atmosphère. des températures froides, une couche d'inversion stable, la lumière du soleil et des halogènes réactifs (Poissant et al., 2008b; Dommergue et al., 2009; Nguyen et al., 2009). Le sel de mer dans la glace ou la neige fournit une source importante d'espèces halogénées qui, dans certaines conditions, peuvent réagir pour former des atomes ou des radicaux tels que le brome (Br), le monoxyde de brome (BrO), le chlore (CI) et l'oxyde de dichlore (CIO) afin de provoquer les réactions photochimiques. Dans ces réactions, le mercure élémentaire gazeux s'oxyde en mercure gazeux réactif qui se lie aux aérosols (comme le mercure particulaire total) ou qui se dépose sur des surfaces, principalement la neige et la glace durant le printemps polaire, lorsque ces réactions se produisent. Un schéma simplifié du cycle du mercure au cours du printemps arctique est présenté à la figure 4.8. Des schémas plus détaillés de ce processus sont présentés à un autre endroit (Lindberg et al., 2002; Poissant et al., 2008b; Steffen et al., 2008; AMAP, 2011b).

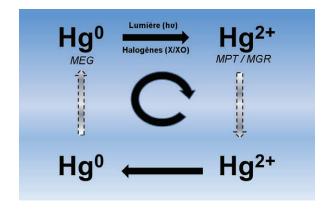


FIGURE 4.8 Schéma simplifié du processus de l'épisode d'appauvrissement du mercure atmosphérique.

La figure 4.9 illustre le changement de la répartition du mercure pendant un épisode d'appauvrissement du mercure atmosphérique à Alert. Le mercure élémentaire gazeux (bleu) diminue à mesure qu'il est oxydé par des atomes halogènes. Par la suite, les niveaux de concentration du mercure particulaire total (vert) et du mercure gazeux réactif (rose) augmentent. À la fin de l'épisode, les concentrations de mercure élémentaire gazeux augmentent tandis que celles du mercure particulaire total et du mercure gazeux réactif diminuent. Comme cela a été abordé à la section 4.2.1, des preuves directes d'oxydation du mercure en phase gazeuse ont été recueillies par l'intermédiaire de mesures en laboratoire (Ariya et al., 2002a; Raofie et Ariya, 2003; Pal et Ariya, 2004a; Donohoue et al., 2006) et de calculs théoriques (Khalizov et al., 2003; Goodsite et al., 2004; Shepler et al., 2005) des taux de réaction et des produits de réaction. Ces conclusions sont examinées plus en détail à un autre endroit (Ariya et al., 2008b; Ariya et al., 2009), mais un résumé de conclusions sélectionnées est présenté au tableau 4.5. Ce tableau illustre comment chaque réaction d'oxydation est dépendante de la concentration d'oxydants et du coefficient de taux pour une réaction donnée. Par exemple, la réaction du Hg^o avec le brome est plus lente que la réaction avec le chlore par un facteur de 2 à 25, mais étant donné que la concentration de brome pendant des « explosions de brome » peut être environ 100 à 2 000 fois plus élevée que celle du chlore (Cavender et al., 2008), la réaction avec le brome est jugée plus importante. En effet, les modèles de la composition chimique du mercure

atmosphérique laissent entendre que l'oxydation par les radicaux de brome seuls peut être à l'origine de l'oxydation rapide du mercure élémentaire gazeux qui survient pendant des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique, lorsque les concentrations de mercure élémentaire gazeux peuvent parfois baisser par un facteur de dix en quelques heures (Ariya et al., 2004; Goodsite et al., 2004; Skov et al., 2004; Holmes et al., 2006; Holmes et al., 2010). D'après le tableau 4.5, il apparaît aussi clairement qu'il existe beaucoup d'incertitudes associées à de nombreux coefficients de taux. Certains écarts entre les différents essais ont été attribués à des réactions sur les parois de chambres de réaction, ce qui semble indiquer non seulement que les taux de réactions en phase gazeuse pourraient être inexacts, mais également que des réactions supplémentaires sur la surface des particules, de la neige, de la glace et des eaux océaniques pourraient contribuer à l'oxydation du mercure élémentaire gazeux dans l'atmosphère polaire (Subir et al., 2011). De plus, les données concernant la thermodépendance de ces réactions sont limitées (Goodsite et al., 2004; Donohoue et al., 2005; Donohoue et al., 2006). Quelle que soit leur origine, ces incertitudes importantes relatives aux taux de réaction doivent être atténuées afin de modéliser précisément l'oxydation du mercure pendant des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique et tout au long de l'année. Enfin, bien que Ariya et al. (2002a) aient relevé du chlorure de mercure (HgCl₂) et du bromure de mercure (HgBr₂) comme produits des réactions Hg+Cl et Hg+Br en laboratoire, les produits réels des réactions de mercure dans l'environnement ambiant n'ont pas encore été caractérisés.

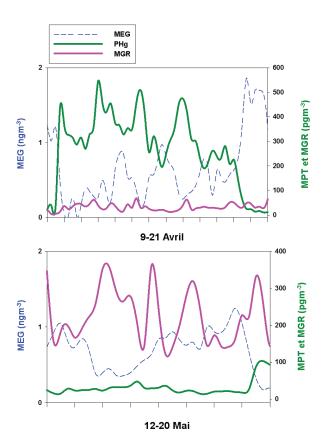


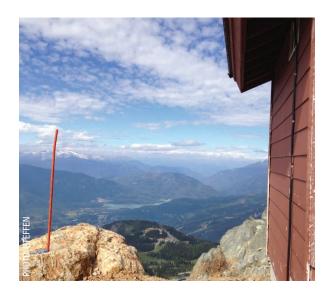
FIGURE 4.9 Exemple de spéciation du mercure atmosphérique pendant des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique en avril (volet supérieur) et en mai (volet inférieur). Le bleu représente le mercure élémentaire gazeux, le rose correspond au mercure gazeux réactif et le vert désigne le mercure particulaire total.

Le dépôt de mercure durant des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique a récemment fait l'objet d'une étude et il a été démontré que la quantité et le moment des dépôts les plus

TABLEAU 4.5 Résumé des coefficients sélectionnés de taux de réaction expérimentale et théorique relatifs à l'oxydation du mercure élémentaire gazeux et de l'estimation de la durée de vie du mercure élémentaire gazeux d'après les concentrations d'oxydants estimées (Ariya et al., 2008a; Ariya et al., 2009) durant le printemps polaire.

Oxydant	Concentration estimée	Coefficient de taux de réaction avec le mercure élémentaire	Durée de vie des produits chimiques à base de mercure élémentaire		
	(molécules cm ⁻³)	gazeux (cm³ molécules-1 s-1)	gazeux avec des oxydants		
Br	$10^7 - 10^8$	4 x 10 ⁻¹³ – 3 x 10 ⁻¹²	< 1 h à 3 jours		
CI	10 ⁴	$5 \times 10^{-13} - 1 \times 10^{-11}$	115 jours à 5,9 ans		
Br0	$< 5 \times 10^{8}$	$10^{-15} - 10^{-13}$	> 5 h à $>$ 23 jours		
OH	$10^5 - 10^6$	$9 \times 10^{-14} - 3 \times 10^{-13}$	36 jours à 3,6 ans		
0 ₃	< 1012	$10^{-20} - 10^{-18}$	11 jours à 4 ans		

La durée de vie correspond au temps requis pour oxyder 63 % du HgO initial avec chaque oxydant (temps de réponse e).



importants de mercure sur le manteau neigeux dépendent des conditions atmosphériques et de la spéciation du mercure (Steffen *et al.*, 2013a).

Une fois éliminé de l'atmosphère, le devenir du mercure déposé durant des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique est moins évident (chapitre 5). Il a été signalé qu'une augmentation de la concentration de mercure dans la neige à peu près au moment où des épisodes d'appauvrissement se produisent peut être observée (Steffen et al., 2008)(et références dans le document). De plus, des études ont permis de conclure qu'une partie du mercure gazeux réactif déposé est réduite en mercure élémentaire gazeux qui peut être partiellement réémis dans l'atmosphère, tandis qu'une certaine quantité subsiste ou est oxydée de nouveau. à la surface du manteau neigeux ou à l'intérieur de celui-ci (Durnford et Dastoor, 2011b; Steffen et al., 2013b). Des études sur la photochimie du mercure dans le manteau neigeux ont révélé que des réactions se produisent dans les quelques premiers centimètres de la surface de neige et des mesures des flux indiquent l'existence de dépôts nets de mercure sur la neige au début du printemps suivis d'une émission nette de mercure à partir du manteau neigeux durant l'été (Lalonde et al., 2002; Dommerque et al., 2003; Poulain et al., 2004; Ferrari et al., 2005; Cobbett et al., 2007; Constant et al., 2007; Dommergue et al., 2007). Les modèles mondiaux et régionaux intègrent maintenant les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique dans leurs mécanismes chimiques, bien que l'on ne comprenne pas encore parfaitement les processus chimiques qui provoquent le dépôt et la réémission de mercure dans cet environnement (Dastoor et al., 2008; Durnford et al.,

2010; Holmes et al., 2010). Les écarts mentionnés ci-dessus dans les rapports sur le dépôt de mercure sur le manteau neigeux dans l'Arctique ont conduit les chercheurs à créer un modèle d'échange neigeux qui inclut le dépôt atmosphérique. Durnford et Dastoor (2011a) ont analysé les mécanismes de base de l'échange air-neige du mercure afin d'élaborer la paramétrisation d'un modèle concernant le devenir du mercure déposé dans l'Arctique. D'après les données sur le terrain et de laboratoire et les résultats du modèle, un mécanisme conceptuel des processus physiques et chimiques régissant le devenir du mercure déposé a été créé. On émet l'hypothèse selon laquelle le mercure élémentaire gazeux déposé sur des surfaces recouvertes de neige est probablement immédiatement volatilisé de nouveau. Néanmoins. le manteau neigeux retient probablement la majeure partie, sinon la totalité, du mercure particulaire total déposé. La détermination du devenir du mercure gazeux réactif déposé sur le manteau neigeux est beaucoup plus compliquée, car il subit probablement une série de réactions chimiques à l'intérieur du manteau neigeux (Durnford et Dastoor, 2011b) et peut aussi y pénétrer plus profondément bénéficiant ainsi d'une protection contre d'autres échanges (Durnford et al., 2012). Par exemple, le mercure gazeux réactif peut être réduit en mercure élémentaire gazeux qui peut ensuite être de nouveau oxydé en mercure gazeux réactif, car l'oxydation du mercure élémentaire gazeux a tendance à prédominer sur la réduction du mercure gazeux réactif à la lumière du jour. Le peroxyde d'hydrogène agit comme un agent réducteur (dans la neige au pH neutre) et comme un oxydant (dans la neige acide) (Lahoutifard et al., 2005; Lahoutifard et al., 2006) et il s'avère que la présence d'halogénures dans le manteau neigeux stabilise le mercure oxydé à l'intérieur (Durnford et Dastoor, 2011b). Le mercure élémentaire gazeux émis provient seulement d'environ 2 cm de la partie supérieure du manteau neigeux et cette émission dans l'atmosphère augmente considérablement au début de la fonte des neiges (Durnford et Dastoor, 2011b). À ce stade, une fraction considérable de la charge de mercure oxydé du manteau neigeux présente dans celui-ci peut être expulsée dans l'eau de fonte (Dommergue et al., 2010). Ces processus physiques et chimiques du mercure dans la neige varient selon les différentes conditions environnementales. Par exemple, des sites côtiers peuvent retenir du mercure déposé en raison de la présence d'espèces halogénées et les concentrations de mercure total dans la neige, sous

les couverts végétaux, sont supérieures par rapport à la zone dégagée adjacente (Poulain et al., 2007a). Récemment, il a été démontré qu'une quantité inférieure de mercure est émise à partir du manteau neigeux de la glace de mer qu'à partir de celui des terres intérieures après les dépôts (Steffen et al., 2013b), ce qui signifie que les manteaux neigeux de la glace de mer, qui contiennent des concentrations élevées d'halogènes, retiennent également davantage de mercure déposé. En outre, selon les résultats du modèle obtenus par Durnford et al. (2012), la concentration de mercure total dans les manteaux neigeux saisonniers est fortement touchée par l'enfouissement du mercure avec la neige fraîche et cette concentration augmente avec l'accroissement des précipitations de neige et de leur fréquence. En revanche, ils expliquent que des manteaux neigeux plus profonds peuvent diluer la concentration de mercure total dans l'impulsion ionique de l'eau de fonte provenant du manteau neigeux.

L'émission mesurée de mercure élémentaire gazeux provenant de la neige a été observée après des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique et elle semble dépendre de l'exposition à la lumière du soleil (rayonnement UVB) (Steffen *et al.*, 2002; Lalonde *et al.*, 2003; Poulain *et al.*, 2004). Cependant, on sait peu de choses sur les réactifs impliqués dans les réactions de réduction ou sur leurs taux. De plus, la photoréduction du mercure sur des surfaces, plutôt que dans l'eau elle-même, n'a pas fait l'objet d'une étude (Subir *et al.*, 2011).

La chimie de l'atmosphère au printemps, dans l'Arctique canadien, est étudiée depuis plus de 15 ans. Il est bien connu que, durant le printemps, le mercure se dépose sur la neige et la glace durant le printemps et que de nombreuses réactions contribuent à ces dépôts. Il existe des preuves supplémentaires qui démontrent qu'une partie du mercure impliqué dans ce processus est expulsée des surfaces, tandis qu'une autre partie est retenue et subit d'autres réactions. Nos connaissances actuelles sur ces dépôts atmosphériques particuliers et sur le transfert ultérieur à partir de la surface se sont améliorées au fil du temps. Cependant, elles ne sont pas parfaites et d'importantes lacunes en matière de connaissances demeurent, ce qui limite notre compréhension totale des facteurs qui provoquent des flux de mercure dans l'environnement arctique.

4.3 RÉPARTITIONS GÉOGRAPHIQUES DU MERCURE GAZEUX TOTAL, DU MERCURE GAZEUX RÉACTIF, DU MERCURE PARTICULAIRE TOTAL ET DU MERCURE DANS LES PRÉCIPITATIONS

4.3.1 Surveillance du mercure atmosphérique au Canada par l'intermédiaire de mesures directes

Au cours des 18 dernières années, d'innombrables projets de surveillance et de recherche relatifs au mercure atmosphérique ont eu lieu au Canada, par l'intermédiaire de réseaux et de programmes de recherche indépendants continus. Au fil du temps, les paramètres mesurés ont changé et évolué, mais la portée et le volume de données recueillies sont considérables. La majeure partie de la surveillance a commencé sous la forme de programmes de recherche indépendants au début des années 1990 qui mesuraient le mercure gazeux total, mais les chercheurs prenant conscience des avantages que revêt une communauté, ont uni leurs forces afin de créer le Réseau canadien de mesure du mercure atmosphérique (CAMNet). Ce réseau fonctionnait au sein d'Environnement Canada et, de 1994 à 2007, il était exploitait dans environ 7 à 15 sites au Canada. Plus tard, certains de ces sites ont été transférés vers le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) et continuent d'être exploités par ce réseau à l'heure actuelle². Le tableau 4.6 présente les données sur les mesures du mercure gazeux total effectuées au Canada. En 1996, le réseau Mercury Deposition Network (MDN) dirigé par les États-Unis a commencé à prélever des

² Actuellement, le réseau CAMNet ne fonctionne pas en tant que réseau officiel d'Environnement Canada. Le RCEPA exploite quatre sites qui mesurent le mercure gazeux total et les autres sites qui fonctionnent encore ne font pas partie du réseau du RCEPA, mais sont gérés de façon indépendante ou par d'autres réseaux.

échantillons de dépôts humides de mercure total et, dans certains sites, de méthylmercure. Dans le cadre du réseau américain National Atmospheric Deposition (NADP), avec plus de 100 sites fonctionnant actuellement, le Canada a uni ses forces avec le réseau MDN et a établi jusqu'à 18 sites de surveillance des précipitations (voir le tableau 4.7). Au cours du début des années 2000, conformément aux besoins accrus en matière de recherche, des progrès considérables liés aux capacités des instruments conçus pour recueillir et analyser les espèces de mercure dans l'air ont été effectués. À partir de 2002, certains sites du réseau CAMNet (qui devaient devenir plus tard les sites du Programme de réglementation de la qualité de l'air [PRQA]) ont commencé à réaliser des mesures continues capables de distinguer le mercure élémentaire gazeux, le mercure gazeux

réactif et le mercure gazeux total (voir le tableau 4.8). En 2009, un réseau supplémentaire, chapeauté par le NADP, a été créé afin de mesurer la spéciation de mercure atmosphérique aux États-Unis : il s'agit de l'Atmospheric Mercury Network (AMNet). Certains sites qui effectuent ces mesures au Canada collaborent avec l'AMNet. La figure 4.10 présente une carte de tous les sites actifs et inactifs au Canada. Bien que la carte montre plus de 30 sites largement répartis dans le pays, les mesures à certains endroits ont été recueillies pendant seulement quelques mois, comme le résument les échéanciers de collecte de données présentés à la figure 4.11. Il convient également de noter que certains sites mesurent le mercure dans l'air et les précipitations, tandis que d'autres mesurent l'air ou les précipitations.

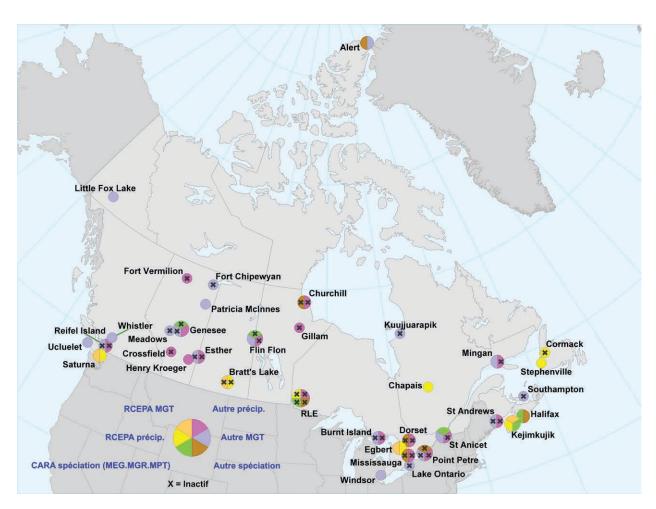


FIGURE 4.10 Carte des stations de surveillance des dépôts atmosphériques et des dépôts humides de mercure au Canada

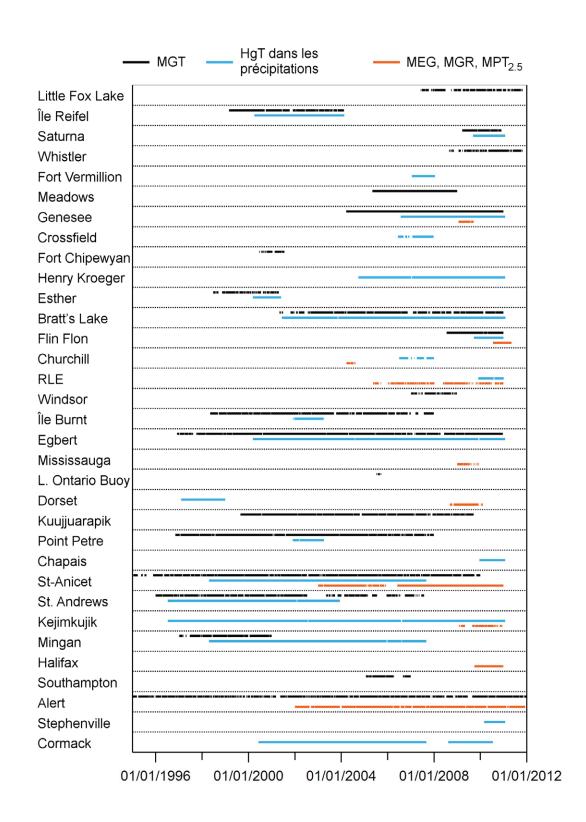


FIGURE 4.11 Périodes de mesures du mercure à des sites de surveillance canadiens

TABLEAU 4.6 Stations mesurant le mercure gazeux total au Canada et valeurs moyennes quotidiennes pendant toute la période de mesure.

Station	Réseau	Longitude (°0)	Latitude (°N)	Nbre de jours	Période de mesure concernant les données incluses ici	Mercure gazeux total moyen (ng m ⁻³)	Mercure gazeux total moyen 2005ª
Lac Little Fox (Yn)	PLCN⁵	135,63	61,35	1 686	Juin 2007 à octobre 2011	1,28	-
Delta (CB.)	CAMNet	123,17	49,10	1 759	Mars 1999 à février 2004	1,67	1,67
Saturna (CB.)	RCEPA	123,13	48,78	641	Mars 2009 à décembre 2010	1,43	-
Whistler (CB.)	TAIPAA	122,93	50,07	1 086	Août 2008 à octobre2011	1,21	-
Meadows (Alb.)	Aucun	114,64	53,53	821	Mai 2005 à décembre 2008	1,51	-
Genesee (Alb.)	Aucun	114,20	53,30	2154	Mars 2004 à décembre 2010	1,53	-
Fort Chipewyan (Alb.)	CAMNet	111,12	58,78	398	Juin 2000 à juillet 2001	1,36	1,36
Esther (Alb.)	CAMNet	110,20	51,67	1032	Juin 1998 à avril 2001	1,65	1,65
Bratt's Lake (Sask.)	RCEPA	104,71	50,20	3 372	Mai 2001 à décembre 2010	1,44	1,53
Flin Flon (Man.)	PRQA	101,88	54,77	891	Juillet 2008 à juin 2011	3,75	-
Windsor (Ont.)	Aucun	83,01	42,18	727	Janvier 2007 à décembre 2008	1,93	-
Île Burnt (Ont.)	CAMNet	82,95	45,81	3533	Mai 1998 à décembre 2007	1,55	1,58
Egbert (Ont.)	CAMNet	79,78	44,23	5135	Décembre 1996 à décembre 2010	1,58	1,67
Buoy (Ont.)	CAMNet	79,45	43,40	76	Juillet à septembre 2005	1,70	-
Kuujjuarapik (Qc)	CAMNet	77,73	55,30	3 677	Août 1999 à septembre 2009	1,68	-
Point Petre (Ont.)	CAMNet	77,15	43,84	4 070	Novembre 1996 à décembre 2007	1,75	1,78
Saint-Anicet (Qc)	CAMNet	74,28	45,12	5 607	Août 1994 à décembre 2009	1,60	1,64
St. Andrews (NB.)	CAMNet	67,08	45,09	3 936	Janvier 1996 à juillet 2007	1,38	1,42
Kejimkujik (NÉ.)	CAMNet	65,21	44,43	5 479	Janvier 1996 à décembre 2010	1,40	1,45
Mingan (Qc)	CAMNet	64,17	50,27	1 461	Janvier 1997 à décembre 2000	1,57	-
Southampton (ÎPÉ.)	CAMNet	62,58	46,39	731	Janvier 2005 à décembre 2006	1,23	-
Alert (Nt)	CAMNet	62,33	82,50	5469	Janvier 1995 à décembre 2011	1,52	1,55

a Temme et al., 2007; bPLCN : Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord

TABLEAU 4.7 Stations mesurant le mercure dans les précipitations au Canada ainsi que la concentration mensuelle moyenne (moyennes pondérées en fonction du volume), les précipitations et dépôts pendant toute la période de mesure.

Station	Réseau	Longitude (°0)	Latitude (°N)	Période de mesure concernant les données présentées ici	Concentration de mercure total (ng L ⁻¹)	Précipitations mensuelles moyennes (mm)	Dépôt de mercure moyen (µg m ⁻² mois ⁻¹)
Île Reifel (CB.)	MDN	123,17	49,10	Avril 2000 à février2004	5,6	66	0,38
Saturna (CB.)	MDN	123,13	48,78	Septembre 2009 à janvier 2011	4,4	91	0,41
Fort Vermillion (Alb.)	CGC	116,02	58,38	Décembre 2006 à janvier 2008	4,3	19	0,10
Genesee (Alb.)	MDN	114,20	53,30	Juillet 2006 à décembre 2009	12,3	32	0,44
Crossfield (Alb.)	CGC	114,00	51,29	Mai 2006 à décembre 2007	9,3	22	0,21
Henry Kroeger (Alb.)	MDN	110,83	51,42	Octobre 2004 à décembre 2009	11,8	24	0,35
Esther (Alb.)	MDN	110,20	51,67	Avril 2000 à mai 2001	14,6	14	0,21
Bratt's Lake (Sask.)	MDN	104,72	50,20	Juin 2001 à décembre 2009	10,9	26	0,37
Flin Flon (Man.)	Edmonton	101,88	54,77	Septembre 2009 à décembre 2010	87,9	55	4,87
Churchill (Man.)	CGC	94,07	58,75	Juin 2006 à décembre 2007	5,6	15	0,11
Région des lacs expérimentaux (Ont.)	MDN	93,72	49,66	Novembre 2009 à janvier 2011	11,2	61	0,77
Île Burnt (Ont.)	MDN	82,95	45,81	Novembre 2001 à mars 2003	9,6	54	0,50
Egbert (Ont.)	MDN	79,78	44,23	Mars 2000 à janvier 2010	8,0	57	0,47
Dorset (Ont.)	MDN	78,93	45,22	Janvier 1997 à décembre 1998	9,7	54	0,53
Point Petre (Ont.)	MDN	77,15	43,84	Novembre 2001 à mars 2003	8,4	55	0,51
Chapais (Qc)	MDN	74,98	49,82	Décembre 2009 à janvier 2011	6,5	71	0,46
Saint-Anicet (Qc)	MDN	74,03	45,20	Avril 1998 à août 2007	8,0	69	0,55
St. Andrews (NB.)	MDN	67,08	45,08	Juillet 1996 à décembre 2003	6,5	85	0,56
Kejimkujik (NÉ.)	MDN	65,21	44,43	Juillet 1996 à janvier 2010	5,2	111	0,58
Mingan (Qc)	MDN	64,23	50,27	Avril 1998 à août 2007	5,1	76	0,38
Stephenville (TNL.)	MDN	58,57	48,56	Février 2010 à janvier 2011	5,6	89	0,50
Cormak (TNL.)	MDN	57,38	49,32	Mai 2000 à janvier 2010	4,3	92	0,39

TABLEAU 4.8 Stations mesurant les espèces chimiques de mercure au Canada et les valeurs moyennes pendant toute la période de mesure.

Station	Longitude (°0)	Latitude (°N)	Nbre de jours	Période de mesure concernant les données incluses ici	Mercure élémentaire gazeux moyen (ng m ⁻³)	Mercure gazeux réactif moyen (pg m ⁻³)	Mercure particulaire total moyen (pg m ⁻³)	Mercure gazeux total moyen (ng m ⁻³)
Genesee (Alb.)	114,20	53,30	223	Janvier à septembre 2009	1,35	4,9	4,3	1,35
Flin Flon (Man.)	101,88	54,77	216	Juillet 2010 à mai 2011	1,90	3,1	9,6	1,91
Churchill (Man.)	94,07	58,75	140	Mars à août 2004	1,34	102,9	157,0	1,46
Région des lacs expérimentaux (Ont.)	93,72	49,66	1 474	Mai 2005 à décembre 2010	1,24	0,9	4,0	1,24
Mississauga (Ont.)	79,65	43,54	268	Janvier à décembre 2009	1,30	3,2	5,9	1,30
Dorset (Ont.)	78,93	45,22	458	Juillet 2008 à mars 2010	1,28	2,5	6,6	1,27
Saint-Anicet (Qc)	74,28	45,12	1 697	Janvier 2003 à décembre 2010	1,46	3,0	16,8	1,46
Kejimkujik (NÉ.)	65,21	44,43	580	Janvier 2009 à décembre 2010	1,23	0,5	3,8	1,23
Halifax (NÉ.)	63,67	44,67	448	Octobre 2009 à décembre 2010	1,53	2,0	2,1	1,53
Alert (Nt)	62,33	82,50	2 305	Janvier 2002 à décembre 2011	1,16	18,0	35,6	1,33

mercure gazeux total = mercure élémentaire gazeux + mercure gazeux réactif

En raison de la variété des instruments et des systèmes de collecte, les données de cette évaluation ont été réparties en trois groupes qui sont les suivants : 1) données sur le mercure gazeux total, 2) données sur la spéciation (mercure gazeux réactif, mercure particulaire total et mercure élémentaire gazeux) et 3) mercure total dans les précipitations (échantillons hebdomadaires). Davantage de détails sur les méthodes utilisées sont abordés à la section 4.5.

Par la suite, les données recueillies à partir de ces réseaux et programmes seront utilisées par des programmes nationaux (PRQA) et internationaux (système mondial d'observation du mercure; Convention de Minamata sur le mercure) afin de comprendre les tendances actuelles et futures relatives à la concentration et aux processus de mercure atmosphérique. Ces programmes de politiques gouvernementales seront les facteurs déterminants de l'évaluation des stratégies de régulation et de réduction des émissions et les données présentées dans le présent chapitre sont destinées à fournir des principes scientifiques éprouvés concernant nos connaissances actuelles sur le cycle du mercure dans l'air canadien.

4.3.2 Modélisation du mercure atmosphérique au Canada

Le modèle GRAHM est décrit en détail au chapitre 9 et à un autre endroit (Dastoor et Larocque, 2004; Dastoor et al., 2008; Durnford et al., 2010). En bref, il se fonde sur le modèle de prévisions météorologiques global environnemental multi-échelle – système global de prévision déterministe d'Environnement Canada (Côté et al., 1998b; Côté et al., 1998a) et il inclut les émissions de mercure et les processus chimiques et physiques, notamment les dépôts. Les émissions anthropiques sont réparties selon les meilleurs inventaires disponibles (AMAP/Wilson et al., 2010; Pacyna et al., 2010) tandis que les émissions naturelles provenant de la terre et des océans (Mason, 2009) dépendent de facteurs tels que les dépôts historiques, la couverture végétale et les niveaux de rayonnement. Les facteurs tels que l'élimination sont paramétrés par l'intermédiaire de l'eau des nuages et des précipitations prévues et des résultats concernant les dépôts humides provenant de l'élimination du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total dans et sous les nuages. Les dépôts secs de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total sont paramétrés à l'aide de l'approche des analogies de résistance multiple (Zhang et al., 2003) et en fonction de la taille et de la densité des particules (Zhang et al., 2001), respectivement. Les dépôts et les émissions de surface du mercure sont traités comme des schémas distincts dans le modèle, à l'exception des émissions provenant de la neige et de l'eau de fonte lorsqu'un schéma dynamique multicouche d'échange de flux de mercure air/neige/eau de fonte est utilisé. Un schéma bidirectionnel concernant l'échange de flux de surface du mercure élémentaire gazeux est en cours d'élaboration pour les versions à venir du modèle GRAHM.

Les émissions anthropiques canadiennes de mercure de 2006 (NPRI, 2012) ont été combinées aux émissions anthropiques mondiales de 2005 (Pacyna *et al.*, 2010) afin de comparer les estimations du modèle aux mesures de l'année de référence 2006, étant donné que les émissions mondiales de 2006 ne sont pas disponibles. Pour obtenir des détails concernant les émissions anthropiques canadiennes, consultez le chapitre 2. Les émissions anthropiques mondiales

annuelles utilisées dans le modèle étaient d'environ 1 924 tonnes en 2005: les émissions anthropiques canadiennes annuelles étaient d'environ 7 tonnes en 2006 et les émissions annuelles provenant de sources naturelles et de réémissions pour 2006 correspondaient à environ 3 875 tonnes. Le modèle est intégré pour une période initiale de roulement de plusieurs années afin de parvenir à des niveaux de mercure atmosphérique à l'équilibre avant de simuler l'année d'étude. Les concentrations atmosphériques de mercure élémentaire gazeux, de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total et leurs flux de dépôts secs et humides sont simulés par le modèle selon une résolution horizontale de 15 km pour l'année 2006. Les dépôts nets sont calculés comme le total de dépôts bruts annuels de mercure moins la nouvelle volatilisation provenant de manteaux neigeux et du ruissellement de l'eau de fonte. La nouvelle volatilisation d'une partie du mercure élémentaire gazeux déposé chaque année à partir d'autres surfaces, telles que les sols et les plans d'eau, n'est pas soustraite des dépôts en raison du manque de connaissances. Par conséquent, les dépôts nets représentent la limite supérieure de la quantité de nouveau mercure ajoutée à la surface au cours de l'année. Par souci de simplicité, les dépôts nets provenant du modèle sont appelés dépôts dans la présente évaluation.

Le modèle GRAHM constitue un outil très précieux pour fournir des données sur le mercure concernant des zones et des périodes pour lesquelles des mesures ne sont pas disponibles. Il sert aussi à évaluer les répercussions des émissions provenant de différentes régions du globe sur les dépôts et les concentrations de mercure au Canada (section 4.3.4.2) ou à prédire les effets de futurs changements dans les émissions. Les incertitudes liées aux résultats du modèle proviennent d'une compréhension incomplète des processus du mercure et des erreurs dans les émissions et les mesures qui sont utilisées pour affiner et évaluer les modèles. Les comparaisons entre les données modélisées et mesurées (section 4.3.3) permettent d'analyser l'exactitude du modèle, de la résolution et des intrants, comme les émissions, et aident à améliorer le rendement du modèle.

4.3.3 Profils spatiaux du mercure au Canada

4.3.3.1 Mercure gazeux total

La répartition des concentrations moyennes quotidiennes de mercure gazeux total aux 21 sites de mesure est résumée par le tracé en rectangle et moustaches à la figure 4.12. Les concentrations médianes de mercure gazeux total relatives à ces sites variaient de 1,22 à 1,76 ng m⁻³, ce qui correspond ou est inférieur aux niveaux mesurés dans d'autres sites de référence situés dans l'hémisphère Nord (Slemr *et al.*, 2003; Slemr *et al.*, 2011). Flin Flon apparaît dans la partie supérieure de la figure, car ses valeurs mesurées élevées de mercure gazeux total dépassent les axes du tracé principal et ont une concentration médiane de 3,50 ng m⁻³. La plus

grande partie de mercure gazeux total est le mercure élémentaire gazeux dont le temps de séjour dans l'atmosphère est de l'ordre d'une année (Schroeder et Munthe, 1998) et il est prévu que les concentrations de mercure gazeux total soient relativement uniformes dans les sites de référence qui sont éloignés de sources d'émissions, à l'exception de sites dans lesquels d'autres processus atmosphériques dominent (Temme et al., 2007).

Lorsque l'on examine la figure 4.12, les valeurs inférieures de la gamme de concentration de mercure gazeux total sont observées à deux sites en haute altitude, près de la côte Ouest (Whistler et lac Little Fox) et à trois sites maritimes (Kejimkujik, Southampton et St. Andrews). Les sites présentant les concentrations de mercure gazeux total les plus variables sont notamment Alert et Kuujjuarapik où

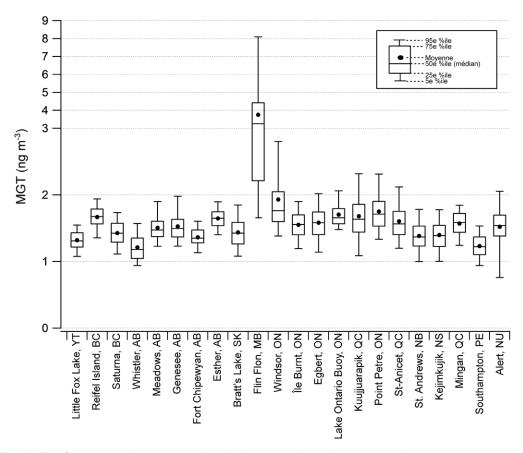


FIGURE 4.12 Tracé en rectangle et moustaches de la comparaison des mesures du mercure gazeux total à tous les sites au Canada (le médaillon comprend Flin Flon). Les périodes visées par les mesures sont énumérées dans le tableau 4.6.

la chimie de l'air local durant le printemps et les émissions provenant de la surface et des océans à la fin du printemps et durant l'été entraîne des fluctuations fréquentes et importantes du mercure gazeux total. De plus, les sites touchés par la pollution locale, tels que Windsor, Point Petre, Saint-Anicet et Flin Flon présentent une distribution de l'asymétrie à droite (c.-à-d. la concentration moyenne est supérieure à la concentration médiane) qui est due à des épisodes périodiques de concentrations élevées de mercure gazeux total. De même, les données sur les concentrations provenant du Lake Ontario Buoy qui était en aval des sources d'émissions américaines et les sites de la région d'Edmonton, à Genessee et Meadows. qui sont en aval de centrales thermiques alimentées au charbon, ont aussi présenté une distribution de l'asymétrie à droite. Kuujjuarapik présente une distribution de l'asymétrie à droite qui résulte probablement de concentrations accrues de mercure élémentaire gazeux durant le printemps et l'été, après la saison d'épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique et peut-être de certaines émissions locales. En revanche, le mercure gazeux total à Alert fait l'objet d'une asymétrie à gauche en raison de la perte périodique de mercure élémentaire gazeux durant des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique dont l'effet sur les concentrations de mercure gazeux total est plus important en comparaison aux émissions de surface. Ces cycles saisonniers sont abordés plus en détail à la section 4.4.4.

Dans l'ensemble, les concentrations et répartitions de mercure gazeux total dans ces sites canadiens sont comparables aux analyses signalées précédemment (Kellerhals et al., 2003; Temme et al., 2007). À titre de référence, les concentrations moyennes de mercure gazeux total sont énumérées dans le tableau 4.6 et comparées, le cas échéant, à des concentrations moyennes qui remontent jusqu'à 2005, comme cela est déclaré dans Temme et al. (2007). De petites diminutions du mercure gazeux total dans tous les sites où les données s'étendent au-delà de 2005 résultent de tendances à long terme qui seront abordées à la section 4.4.4.

Pour accroître et interpréter les données sur les mesures, le modèle GRAHM a été utilisé pour prédire les concentrations de mercure gazeux total pour l'année 2006 au Canada. Les concentrations

moyennes annuelles qui en résultent sont présentées à figure 4.13 avec les concentrations movennes annuelles mesurées de mercure gazeux total dans des sites qui étaient actifs pour l'année 2006. Le modèle prédit une gamme de concentrations de mercure gazeux total à la surface comprise entre 1,1 et 1,5 ng m⁻³ dans tout le pays, les valeurs les plus élevées étant observées en Colombie-Britannique, dans la baie d'Hudson et dans des régions polluées telles que le sud de l'Ontario et Flin Flon. Les valeurs les plus faibles ont été constatées dans l'archipel canadien qui s'étend jusqu'au nord du Québec et du Labrador. Le modèle se compare assez bien avec la plupart des mesures dans les sites se trouvant à des latitudes movennes et à Alert. Les concentrations de mercure gazeux total prévues à Kuujjuarapik sont faibles, car le modèle ne prend pas en compte les concentrations élevées relevées au printemps et constatées dans les observations. Cela est probablement dû aux réémissions élevées de mercure provenant de la fonte de la neige ou du ruissellement pendant cette saison qui pourraient ne pas être bien représentées dans le modèle. Le modèle présente aussi un petit biais important dans la région des Maritimes où il ne prend pas toujours compte des masses d'air marin influencées par l'oxydation du mercure élémentaire gazeux (impliquant des halogènes) qui pourraient entraîner des concentrations de mercure plus faibles.

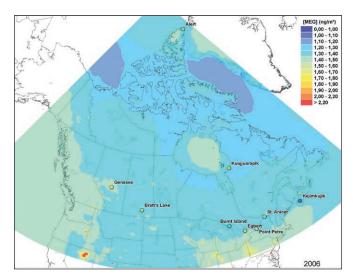


FIGURE 4.13 Comparaison du mercure élémentaire gazeux moyen annuel modélisé d'après l'exécution du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques de 2006 et les moyennes annuelles de mesures de mercure gazeux total dans les sites canadiens qui étaient actifs tout au long de l'année 2006

Bien que la carte à la figure 4.13 présente les prévisions pour 2006 seulement, les tendances générales des concentrations de mercure gazeux total ne devraient pas varier grandement d'une année à l'autre. Par conséquent, il convient de noter que les observations issues des dernières années présentent des concentrations plus faibles au lac Little Fox et à Whistler que dans la plupart des sites de l'intérieur des terres, ce qui contraste avec les concentrations plus élevées prévues par le modèle. De plus, les sites des Maritimes en général (Southampton et St. Andrews, en plus de Kejimkujik) s'avèrent présenter habituellement des concentrations plus faibles que les sites inférieurs, ce qui correspond à une tendance qui n'est pas prévue par le modèle GRAHM pour 2006.

4.3.3.2 Espèces chimiques de mercure

Les mesures des concentrations de spéciation de mercure atmosphérique du mercure gazeux réactif, du mercure particulaire total, du mercure élémentaire gazeux et du mercure gazeux total (calculés en tant que mercure élémentaire gazeux + mercure gazeux réactif) sont résumées dans le tableau 4.8. Les tracés en rectangle et moustaches du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total sont montrés à la figure 4.14.

Le mercure gazeux réactif est principalement émis par des sources de pollution ou formé par l'oxydation du mercure élémentaire gazeux dans

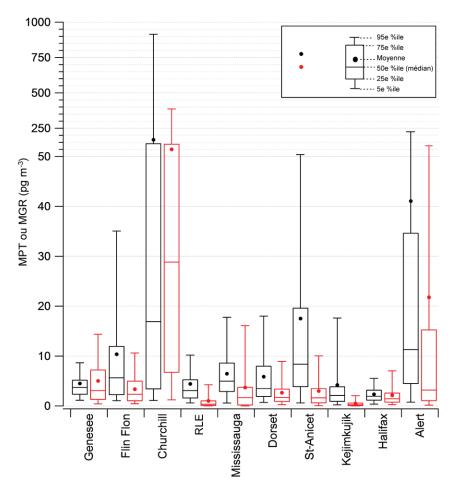


FIGURE 4.14 Comparaison du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total aux stations de mesure de la spéciation du mercure. Les périodes visées par les mesures sont énumérées dans le tableau 4.7.

l'atmosphère. Le mercure gazeux réactif a une durée de vie relativement courte estimée à quelques jours (Schroeder et Munthe, 1998). Par conséquent, les sites éloignés des sources d'émissions et qui ne sont pas touchés par certaines réactions atmosphériques. comme la région des lacs expérimentaux et Kejimkujik, signalent des niveaux de concentration très faibles de mercure gazeux réactif. En effet, les concentrations de mercure gazeux réactif à ces endroits sont inférieures au seuil de détection du fabricant, soit environ 2 pg m⁻³, plus de 75 % du temps. De plus, certains sites qui sont parfois touchés par des sources d'émissions locales (comme Mississauga, Dorset, Saint-Anicet et Halifax) ont des niveaux de mercure gazeux réactif médians inférieurs à ce seuil de détection (figure 4.14). Genesee et Flin Flon ont des taux de mercure gazeux réactif plus élevés en raison de sources locales de pollution au mercure (voir les études de cas 5 et 7), mais ils ne sont pas aussi élevés que ceux relevés en Arctique, à Alert et Churchill.

Le mercure particulaire total est formé par le mercure qui s'adsorbe aux particules dans l'air et dont le temps de séjour peut être plus long dans l'atmosphère que le mercure gazeux réactif, en fonction des conditions, et qui peut donc être transporté à une distance plus éloignée des sources d'émissions (Schroeder et Munthe, 1998). Les concentrations de mercure particulaire total au Canada sont souvent plus élevées que le mercure gazeux réactif, comme cela apparaît dans le tableau 4.8. Il est évident que la plupart des sites au Canada présentent des concentrations de mercure particulaire total moyennes, à l'exception de l'Arctique, notamment à Alert et Churchill. Le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total ont un profil spatial évident dans tout le pays, bien que les observations de ces espèces soient limitées. Il convient de noter qu'étant donné que le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total sont définis du point de vue opérationnel, il est difficile d'effectuer des comparaisons entre les différents sites. Par exemple, les composés précis qui forment le mercure gazeux réactif peuvent varier entre les sites et si ces composés sont retenus par les collecteurs, dont l'efficacité varie, une partie d'entre eux qui est considérée comme du mercure gazeux réactif à un site peut être mesurée comme



du mercure élémentaire gazeux dans un autre site (voir la section 4.5 pour connaître les méthodologies détaillées). En outre, le mercure particulaire total est mesuré comme des particules plus petites que 2,5 µm; les différences en matière de taille des aérosols ambiants dans les différents sites (c.-à-d. dues à des changements touchant l'humidité ou l'âge des particules) auraient donc aussi une incidence sur les quantités relatives de mercure particulaire total mesurées par les instruments.

À Alert et Churchill, les deux sites bordant la glace de mer, des pics de concentration du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total sont observés durant le printemps, en raison d'une chimie des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique, lorsque le mercure élémentaire gazeux s'oxyde en mercure gazeux réactif de façon périodique. Bien que les concentrations les plus élevées de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total n'aient été mesurées qu'occasionnellement à Churchill, il convient de noter que la distribution de probabilité à Alert, à la figure 4.14, représente les données de plusieurs années et inclut les mesures des concentrations (faibles) de mercure gazeux réactif de l'automne et de l'hiver. Les données provenant de Churchill n'ont été recueillies que pour un printemps et un été. Par conséquent, elles sont pondérées par les mois de printemps lorsque les valeurs du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total sont élevées. Les deux sites présentent des distributions de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total caractérisées par des concentrations plus élevées (moyennes > médianes), comme cela est prévu pour

un site qui observe une « source » locale. Il s'agit dans ce cas, de la formation d'un mercure gazeux réactif par une chimie locale ou régionale.

Des espèces chimiques de mercure ont été mesurées à Flin Flon à partir de juillet 2010, guelques semaines après la fermeture définitive de la fonderie de cuivre. Les concentrations de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total sont élevées par rapport aux concentrations de fond (représentées dans la région par la région des lacs expérimentaux) et sont probablement attribuables à des effets résiduels provenant d'activités de fonderies, telles que la remobilisation du mercure élémentaire gazeux et du mercure particulaire total présents dans les sols et l'une oxydation subséquente en mercure gazeux réactif. Les concentrations sont similaires à celles d'autres sites ruraux touchés par des sources de pollution régionales, tels que Saint-Anicet et Genesee. La concentration moyenne de mercure gazeux total mesurée avec le système de spéciation situé au sudsud-ouest de la fonderie est plus élevée que dans d'autres sites, à 1,91 ng m⁻³, mais plus faible que celle mesurée dans le site contenant uniquement du mercure gazeux total au sud-sud-est de la fonderie pendant la même période (3,17 ng m⁻³), probablement parce qu'elle se trouve en aval de la source. Les données sur la spéciation ont été recueillies pendant moins d'une année et les données sur le mercure gazeux total ont été mesurées sur une période plus longue et différente. Les mesures de Flin Flon sont examinées plus en détail dans l'étude de cas 7.

4.3.3.3 Mercure dans les précipitations

Les concentrations de mercure dans les précipitations et les taux de dépôts humides mensuels sont présentés aux figures 4.15 et 4.16, respectivement. Les concentrations ont été calculées comme des moyennes mensuelles pondérées en fonction du volume (*c.-à-d.* en additionnant la masse totale de mercure au moment d'épisodes de précipitations

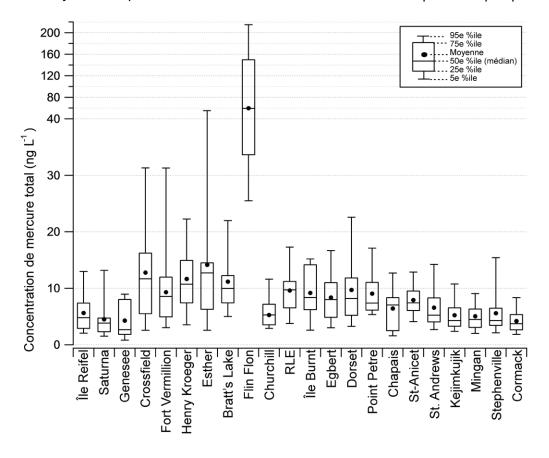


FIGURE 4.15 Tracés en rectangle et moustaches de la comparaison des concentrations de mercure dans les précipitations aux sites de précipitations au Canada. Les périodes visées par les mesures sont énumérées dans le tableau 4.7.

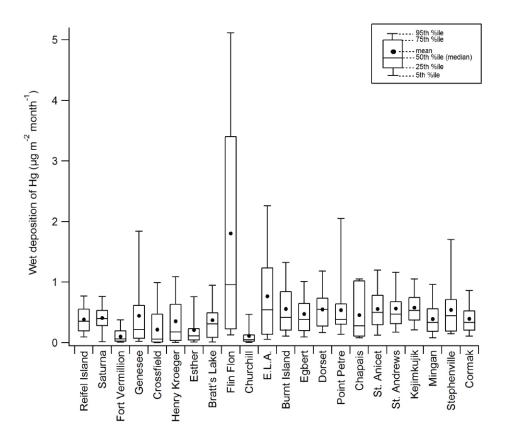


FIGURE 4.16 Tracés en rectangle et moustaches de la comparaison de dépôts humides mensuels de mercure dans chaque station de surveillance des précipitations, à l'exception de Flin Flon. Les périodes visées par les mesures sont énumérées dans le tableau 4.7.

durant le mois et en la divisant par le volume total de précipitations). Les dépôts humides mensuels correspondent à la quantité totale de mercure déposé durant le mois par site d'échantillonnage et dépendent de la quantité de précipitations et de leur concentration de mercure. Le tableau 4.7 présente la concentration de mercure et les taux de dépôts relatifs aux précipitations dans 22 sites au Canada. Les emplacements des sites pour les mesures atmosphériques diffèrent des sites de dépôts humides et il n'existe que 13 sites en commun pour les deux types d'échantillonnage. Le dépôt humide mensuel moyen pour les 21 sur 22 sites était d'environ 0,4 µg m⁻² mois⁻¹. Comme avec les mesures de mercure gazeux total, les données sur les précipitations à Flin Flon comprennent des périodes où la fonderie fonctionnait. Par conséquent, les taux de dépôts de mercure étaient 10 à 30 fois plus élevés qu'à d'autres sites. La fourchette des valeurs mensuelles moyennes relatives aux dépôts mensuels, en excluant Flin Flon,

était comprise entre 0,10 et 0,77 μ g m⁻² mois⁻¹ (1,2 à 9,2 μ g m⁻² an⁻¹). Ces valeurs étaient similaires ou inférieures à celles relevées pour les sites du réseau MDN en Amérique du Nord, en dehors du sud-est des États-Unis, où les taux de dépôts pour 2005 étaient de l'ordre de 10 à 20 μ g m⁻² an⁻¹ (Prestbo et Gay, 2009).

Les taux de dépôts humides les plus faibles ont été observés à Fort Vermilion et à Churchill, les sites les plus au nord, où les concentrations de mercure dans les précipitations étaient également faibles. Les sites dont les quantités de précipitation étaient faibles, en Alberta et à Saskatchewan présentaient des concentrations de mercure élevées dans les précipitations, mais les dépôts globaux étaient faibles. Des quantités de précipitations faibles peuvent entraîner des dépôts humides faibles, mais des concentrations élevées de mercure, en tant que mercure particulaire total et mercure gazeux réactif, peuvent se former dans l'air ou sur des gouttelettes

de nuage avant d'être prélevées dans la pluie ou la neige. À l'heure actuelle, il existe peu de mesures sur la spéciation pour confirmer cette hypothèse. En revanche, les sites près des côtes ouest et est, où les quantités de précipitations totales étaient élevées, présentaient des concentrations faibles de mercure dans les précipitations (en raison de la dilution), mais les dépôts humides étaient plus élevés que dans les sites éloignés plus secs. Enfin, à l'exception de la région des lacs expérimentaux, les sites plus proches des activités industrielles en Ontario et au Québec avaient des concentrations plutôt élevées de mercure dans la pluie et la neige (similaires aux sites de l'ouest) et les quantités de dépôts humides les plus élevées, en tant que groupe. Les dépôts humides moyens les plus élevés de tous les sites, à l'exception de Flin Flon, ont été observés dans la région des lacs expérimentaux. Cependant, il convient de noter que la région des lacs expérimentaux et dix autres sites ont recueilli moins de deux années de données et, par conséquent, notre capacité à discerner des profils spatiaux généraux à partir de ces données est quelque peu limitée.

Le modèle GRAHM a aussi été utilisé pour simuler les quantités de dépôts humides au Canada pour 2006. Comme cela a été montré à la figure 4.2, les quantités de dépôts humides devraient être plutôt uniformes dans le pays, à l'exception de zones localisées de dépôts de mercure élevés le long de la côte ouest et des zones côtières dans l'Arctique de l'Ouest et la région subarctique. De faibles gradients sont constatés dans les latitudes moyennes, avec des dépôts dans l'est supérieurs aux dépôts dans l'ouest qui coïncident bien avec les observations faites pour 2006. Par rapport au mercure gazeux total, les quantités de dépôts humides ont tendance à varier davantage d'une année à l'autre en raison de différences de précipitations. Les observations tirées d'autres années ne sont donc pas comparées à ce modèle. D'après ces résultats du modèle, des mesures supplémentaires des dépôts humides le long de la côte de la Colombie-Britannique seraient recommandées.

4.3.4 Détermination des sources de mercure atmosphérique

4.3.4.1 Relations sources-récepteurs

Les études sur les relations sources-récepteurs examinent les liens des niveaux de pollution dans une région « réceptrice » avec les émissions pénétrant dans la région d'une « source » étrangère. L'évaluation d'une relation sources-récepteurs concernant le mercure atmosphérique pour une région donnée peut améliorer notre compréhension des sources, de la transformation, du transport et du devenir du mercure dans l'environnement, ainsi que fournir des preuves scientifiques pour l'élaboration de politiques de contrôle du mercure. Les études sur les relations sources-récepteurs peuvent être classées en deux types: 1) études fondées sur les récepteurs et 2) études fondées sur les sources. La première section examine la relation à l'aide de méthodes fondées sur les récepteurs qui exigent principalement des mesures ambiantes dans une région réceptrice afin de déduire des sources potentielles et de répartir sur le plan quantitatif la contribution. Cette méthode est représentée par deux études de cas menées en Ontario et en Alberta. L'étude de cas effectuée en Ontario a attribué l'origine des sources de mercure aux émissions industrielles et de combustion (c.à-d. centrales électriques régionales, installations de transformation de métaux, usines de papier et cimenteries), aux influences des autoroutes locales, aux émissions de dépôts de mercure antérieurs et à la pollution de fond. L'étude de cas réalisée en Alberta qui a révélé qu'il existait une influence directe des centrales thermiques régionales alimentées au charbon sur les concentrations de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total attribuait les concentrations de mercure gazeux total et de mercure élémentaire gazeux aux influences de fond globales et ces quatre facteurs importants peuvent être liés à 81,5 % des charges de mercure dans la région. L'étude du deuxième type de relation sourcesrécepteurs utilise des taux et profils d'émissions et des modèles de la qualité de l'air pour prédire la concentration de mercure au site récepteur (Cheng et al., 2012). Le modèle de mercure mondial GRAHM sert à évaluer ces relations en utilisant des emplacements canadiens tels que les sites récepteurs.

Étude de cas 4 : Détermination des sources du mercure atmosphérique dans la région des lacs expérimentaux

La relation entre les sources et les espèces chimiques de mercure dans l'atmosphère mesurées dans la région des lacs expérimentaux a fait l'objet d'une étude de mai 2005 à décembre 2006, à l'aide de diverses méthodes fondées sur les récepteurs (Cheng et al., 2012). Les données utilisées dans l'étude comprenaient le mercure élémentaire gazeux, le mercure gazeux réactif, le mercure particulaire total (≤ 2,5 µm), les ions particulaires (calcium, magnésium, potassium, sodium, chlorure, ammonium, nitrate, sulfate), des gaz à l'état de traces (dioxyde de soufre, acide nitrique), l'ozone troposphérique et des variables météorologiques. Les données météorologiques et sur les polluants autres que celles relatives aux espèces chimiques de mercure (présentées à la section 4.5.1) ont été obtenues à partir du site du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air dans la région des lacs expérimentaux.

Les méthodes fondées sur les récepteurs utilisées dans l'étude comprenaient l'analyse des tendances des concentrations, l'analyse de corrélation, l'analyse en composantes principales (ACP), les K moyennes, l'analyse typologique hiérarchique et la modélisation des rétrotrajectoires avec HYSPLIT (Draxler et Rolph, 2003). L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode de réduction des données qui regroupe une série de variables en un ensemble plus petit de facteurs afin d'expliquer la variabilité dans l'ensemble de données comprenant des espèces chimiques de mercure, d'autres polluants et des variables météorologiques. Ce modèle statistique convient à l'analyse de variables météorologiques et de polluants multiples en même temps et a été utilisé dans plusieurs études sur les relations sourcesrécepteurs des espèces chimiques de mercure. Les extrants de l'analyse en composantes principales comprennent les charges factorielles avec rotation qui sont les coefficients de corrélation entre les variables et chaque facteur. Les K moyennes et l'analyse typologique hiérarchique ont été utilisées pour classer les mesures dans les groupes fondés sur un algorithme statistique qui réduit les variations à l'intérieur des groupes et maximise les variations entre ceux-ci. L'analyse typologique a été choisie pour cette étude, car les groupes de données peuvent être directement comparés aux facteurs générés par

l'analyse en composantes principales afin de vérifier les cohérences et les divergences entre les modèles de données. Les groupes générés par les méthodes K moyennes et hiérarchiques ont été répartis en sources potentielles en déterminant certaines variables avec les valeurs moyennes élevées dans chaque groupe.

Les facteurs de l'analyse en composantes principales et les groupes de données ont été attribués à des sources en examinant les polluants indicatifs (indicateurs) présents dans chaque facteur ou groupe. Les facteurs de l'analyse en composantes principales sont présentés dans le tableau 4.9. Le facteur 1 (F-1) est associé à des concentrations élevées de dioxyde de soufre (SO₂), d'acide nitrique (HNO₂), de nitrate (NO₂-) et de sulfate (SO₄2-), qui sont révélatrices du transport d'émissions industrielles et de combustion, ainsi qu'au potassium (K+), une caractéristique de combustion du bois ou de combustion de biomasse. Le mercure élémentaire gazeux est aussi, dans une certaine mesure, lié au F-1, ce qui indique que cette source industrielle ou de combustion est une source du mercure élémentaire gazeux. Le deuxième facteur, F-2, présentait des charges factorielles élevées pour toutes les espèces de mercure ainsi que pour l'ozone (0₂), avec des charges modérées de SO₂ et de HNO₂. Elles pourraient être liées à des événements de pollution urbaine ou industrielle accompagnés d'une chimie d'oxydation plus élevée. L'ozone troposphérique est un oxydant potentiel du mercure élémentaire gazeux qui forme le mercure gazeux réactif. Cependant. F-2 pourrait aussi avoir un signal provenant de la combustion de charbon qui contient habituellement des concentrations élevées de SO_a et de mercure gazeux réactif. Le troisième facteur, F-3, est associé à une teneur élevée en calcium et en magnésium ainsi qu'à une quantité modérée de mercure particulaire total et est lié à des émissions de poussières de sol terrestre. Cette poussière pourrait contenir les dépôts de mercure antérieurs ou pourrait éliminer le mercure en phase gazeuse. Enfin, le sodium (Na+) et le chlorure (Cl-), dont la teneur est élevée dans le facteur F-4, sont habituellement associés à des aérosols de sel de mer et à la poussière de sel de voirie. La composante de mercure particulaire total à teneur modérée dans le F-4 pourrait révéler une condensation du mercure gazeux sur des particules de sel de voirie transportées provenant d'autoroutes situées à proximité. Combinés, ces quatre facteurs représentent environ 70 % de la variabilité de l'ensemble de données.

Les méthodes de l'analyse typologique appliquées à cet ensemble de données (non représenté) ont révélé des sources similaires à l'analyse en composantes principales, avec un facteur supplémentaire (groupe) attribué à la pollution de fond. La modélisation des rétrotrajectoires a montré que ce site isolé est touché par des sources ponctuelles de mercure éloignées, telles les centrales électriques, les installations de transformation de métaux, les usines de papier et les cimenteries situées au Canada et aux États-Unis, ainsi que les zones urbaines dans la région centre-ouest des États-Unis.

Cette analyse a mis en évidence les défis relevés par les méthodes fondées sur les récepteurs. Par exemple, les variables représentatives du transport des émissions industrielles ou de combustion étaient souvent constatées dans les groupes ou les facteurs

qui représentaient aussi la production photochimique du mercure gazeux réactif ou les émissions crustales ou du sol, ce qui semble indiquer que les sources industrielles et de combustion exercaient une influence constante sur les concentrations de mercure dans le site de la région des lacs expérimentaux. Il est donc difficile de distinguer et de quantifier ces sources. Outre ces difficultés, les limites du modèle et des données étaient aussi évidentes dans cette analyse. Par exemple, une limite du modèle a montré que les sources déterminées à partir de l'analyse en composantes principales représentaient seulement une partie de l'ensemble de données (environ 70 %), ce qui laisse 30 % de la variance des données inexpliquée. En ce qui concerne les limites des données, les données obtenues pour cette étude n'étaient pas idéales pour déterminer les types particuliers d'émissions industrielles

TABLEAU 4.9 Charges factorielles avec rotation (coefficients de corrélation) à partir de l'analyse en composantes principales (seules les charges factorielles ≥ 0,25 sont présentées)

	Émissions industrielles et de combustion	Production photochimique d'oxydants atmosphériques de mercure gazeux réactif	Réémission de mercure élémentaire gazeux	Influence sur le mercure élémentaire gazeux du sel de voirie
	F-1	F-2	F-3	F-4
Mercure élémentaire gazeux	0,48	0,60		
Hg_{P}		0,62	0,26	0,39
Mercure gazeux réactif		0,87		
SO ₂	0,37	0,25		0,29
$\mathrm{NHO_3}$	0,76	0,31	0,33	
Ca ²⁺	0,32		0,87	
Mg ²⁺			0,92	
K ⁺	0,53		0,45	
Na ⁺				0,91
CI-				0,81
NH ₄ ⁺	0,95			
NO ₃ -	0,65			
SO ₄ 2-	0,88			
03	0,31	0,80		
Température			0,57	-0,58
Humidité relative		-0,81	-0,26	
% de la variance expliquée	22,6	19,0	15,5	13,3

ou de combustion, étant donné que les polluants atmosphériques tels que le NO₃-SO₄²⁻ pourraient provenir de plusieurs types de sources. Une étude plus approfondie des types particuliers de sources industrielles et de combustion, à l'aide de méthodes fondées sur les récepteurs, exigerait des mesures dans l'air ambiant de métaux traces, de gaz réactifs et de concentrations de carbone organique.

Étude de cas 5 : Attribution des sources de concentrations de mercure au lac Wabamun (Alberta)

La région du lac Wabamun en Alberta possède la concentration la plus élevée de centrales électriques alimentées au charbon dans le pays (figure 4.17). Cette étude de cas examine l'attribution potentielle de mercure dans cette région à ces centrales électriques. Les centrales sont désignées par les lettres A à D sur la figure 4.17 (arrêt de la centrale électrique A en mars 2010). Ensemble, elles constituent la source industrielle la plus importante d'émissions de mercure atmosphérique dans la province de l'Alberta, en émettant 606 kg an⁻¹ de mercure. Ces centrales électriques émettent aussi de grandes quantités de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO₂) dans l'air local ou régional (INRP, 2006). La zone rurale est aussi caractérisée par des activités agricoles. la production de pétrole et de gaz et des mines de charbon. Edmonton est la ville la plus proche située 60 km à l'est du site d'étude et à l'ouest se trouvent de petites villes et des contreforts menant jusqu'aux montagnes Rocheuses canadiennes et au parc national du Canada Jasper. L'examen cidessous se rapporte aux données sur la concentration de mercure gazeux total recueillies à deux sites dans le bassin atmosphérique centre ouest, de chaque côté des centrales électriques à Genesee et Meadows, entre 2004 et 2010 et entre 2005 et 2008. respectivement (voir tableau 4.6). Les données sur les espèces chimiques de mercure ont été recueillies exclusivement à Genesee entre 2009 et 2010 et les données concernant le NO_x, le SO₂, l'O₃, les MP_{2,5} la direction et la vitesse du vent ont été obtenues à partir de l'entrepôt de données de la Clean Air Strategic Alliance qui fournit des données soumises à un contrôle de qualité et mises à la disposition du public (CASA, 2011).

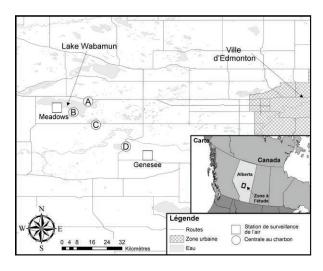


FIGURE 4.17 Carte et emplacement des stations de surveillance de l'air au lac Wabamun et des centrales thermiques alimentées au charbon

La gamme de données sur la concentration moyenne horaire de mercure gazeux total recueillies à Genesee et Meadows entre 2004 et 2010 est importante avec des valeurs maximales de 27,87 et de 7,72 ng m⁻³ à Genesee et Meadows, respectivement, et des valeurs minimales de 0,64 et de 0,46 ng m⁻³ à Genesee et Meadows, respectivement. La gamme très étendue de valeurs révèle une variabilité plus importante et l'influence de sources d'émissions locales. La tendance saisonnière du mercure gazeux total pour les deux endroits est présentée à la figure 4.18. Le site de Meadows montre une concentration maximale de mercure gazeux total au début du printemps et une concentration minimale à la fin de l'été. Genesee connaît la même concentration minimale à la fin de l'été, mais signale une concentration maximale au mois de février (ainsi que la variabilité la plus élevée). Cette concentration maximale à Genesee ressemble à la tendance répandue en Alberta concernant les polluants primaires qui sont stagnants sous de faibles hauteurs de couches de mélange et des inversions hivernales. Les données provenant de Meadows ne révèlent pas cette tendance avec la moyenne la plus élevée de mercure particulaire total signalée durant le printemps. L'analyse des tendances diurnes concernant le mercure particulaire total mesurées aux deux sites concorde avec les études précédentes (Kellerhals et al., 2003; Gabriel et al., 2005; Snyder et al., 2008) qui ont rapporté des valeurs maximales en milieu de journée et des valeurs minimales en

début de matinée, présentées à la figure 4.19. Cette tendance est caractéristique des régions rurales où la composition chimique du mercure atmosphérique peut être influencée par la photochimie, des conditions de la couche limite et un échange surfaceair (Gabriel *et al.*, 2005).

L'analyse en composantes principales (ACP), une

technique statistique multidimensionnelle qui réduit un grand ensemble de données en facteurs qui décrivent des types d'association, a été appliquée à ces données. Quelques études sur l'analyse en composantes principales ont été effectuées en utilisant des espèces de mercure en raison des données disponibles limitées (Lynam et Keeler, 2006; Cheng *et al.*, 2009; Huang *et al.*, 2010). Cependant, en raison du fait que l'instrument sur le mercure

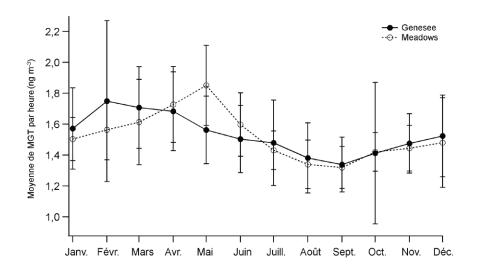


FIGURE 4.18 Tendances saisonnières des concentrations de mercure gazeux total (ng m⁻³) par une période de mesures. Mise à jour par Mazur et al. (2009) pour y inclure toutes les données provenant de Genesee (2004-2010) et de Meadows (2005-2008). L'écart-type est représenté par des barres verticales.

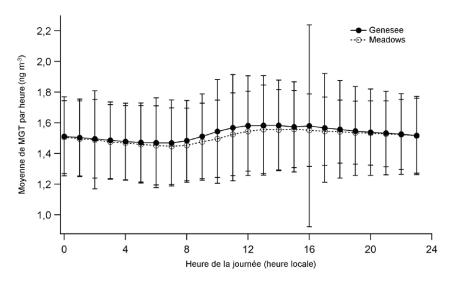


FIGURE 4.19 Tendances diurnes des concentrations de mercure gazeux total (ng m-3) provenant de Genesee (2004-2010) et de Meadows (2005-2008). Les barres verticales représentent l'écart-type.

gazeux total était regroupé avec les mesures des principaux contaminants atmosphériques recueillies par le bassin atmosphérique centre ouest, une disponibilité des données existait. Par conséquent, une analyse en composantes principales de type Pearson a été utilisée concernant les paramètres de la qualité de l'air mesurés à Genesee, notamment le mercure élémentaire gazeux, le mercure gazeux réactif, le mercure particulaire total, le mercure gazeux total, le NO_x, le SO₂, l'O₃ et les MP_{2 5}. Les données ont été divisées en quatre points cardinaux, semblables aux limites définies dans Mazur et al. (2009): 0 à 89° (NE), 90 à 179° (SE) 180 à 269° (SO) et 270 à 359° (NO). Les résultats de l'analyse des facteurs ont donné lieu à quatre facteurs importants qui représentaient 81,5 % de la variance, comme le montre le tableau 4.10 (Thurston et Spengler, 1985: Guo et al., 2004). Les charges factorielles pour chaque point cardinal ne sont pas indiquées, mais elles sont abordées ci-dessous.

Le facteur 1 est caractérisé par des charges positives élevées de mercure gazeux total et de mercure élémentaire gazeux, ce qui est normal, étant donné que le mercure élémentaire gazeux représente plus de 95 % du mercure dans l'atmosphère (Slemr

et al., 1985). Ce facteur n'est pas dominant pour tous les points cardinaux, ce qui indique que le mercure gazeux total provient d'une circulation dans l'hémisphérique Nord plutôt que d'une source locale. Mazur et al. (2009) ont montré que malgré la proximité de la station de Genesee par rapport aux centrales thermiques alimentées au charbon, on a constaté que la concentration moyenne globale de mercure gazeux total à Genesee correspondait à peu près à la concentration movenne de mercure gazeux total dans les sites du réseau CAMNet (voir la figure 4.12). Le facteur 2 révèle une anticorrélation entre le NO, et l'O₃, qui interagissent de manière photochimique dans l'atmosphère. Le facteur 2 présente également une composante directionnelle avec des charges faibles provenant des directions du vent NO et SE, ce qui révèle l'influence d'une source locale, en particulier. les centrales thermiques alimentées au charbon, sur le NO de la station de surveillance de Genesee. Le facteur 3 est caractérisé par des matières particulaires atmosphériques, comme le montre son association avec des concentrations plus élevées de mercure particulaire total et de MP_{2.5}. En ce qui concerne le facteur 3, les charges étaient modérées pour chaque point cardinal, à l'exception du SO. Les charges factorielles calculées pour le point cardinal NO étaient

TABLEAU 4.10 Charges factorielles de l'analyse en composantes principales et variabilité de la quantité de données qu'elles expliquent concernant les mesures dans la région de Wabamun

	Facteur 1	Facteur 2	Facteur 3	Facteur 4	
Facteurs importants	Mercure gazeux total/ mercure élémentaire gazeux	Photochimie	Particules	Sulfate et mercure gazeux réactif	
Mercure élémentaire gazeux	0,905	0,012	0,067	0,153	
Mercure gazeux réactif	0,142	-0,238	0,099	0,863	
Mercure particulaire total	0,099	-0,173	0,822	0,194	
Mercure gazeux total	0,918	-0,016	-0,039	0,056	
NO _x	0,301	0,803	0,205	0,239	
SO ₂	0,091	0,367	0,008	0,816	
0 ₃	0,317	-0,802	0,142	0,197	
$MP_{2,5}$	-0,058	0,193	0,865	-0,055	
Variabilité (%)	23,7	19,3	18,8	19,7	
% cumulé	23,7	43,0	61,8	81,5	

Les coefficients en gras sont les plus influencés par une composante donnée

Canadian Mercury Science Assessment – Document Title

assez négatives. Cela est inattendu, étant donné que la combustion d'une centrale électrique alimentée au charbon peut émettre des matières particulaires. Cependant, le rejet de matières particulaires provenant d'installations ayant mis en place des contrôles des émissions été considérablement réduit. Les charges positives du facteur 3 aux points cardinaux NE et SE révèlent une source potentielle provenant de ces directions. Des sources possibles de MP_{2.5} et de mercure particulaire total comprennent une route de gravier, la ville d'Edmonton au NE et des activités agricoles importantes au NE, SE et au SO. Le facteur 4 est caractérisé par des charges de SO₂₁ de mercure gazeux réactif et la direction du vent 0. Parmi les quatre facteurs déterminés par l'analyse en composantes principales, le facteur 4 présente le lien le plus fort avec la direction du vent, ce qui semble indiquer une source provenant du NO. Le SO_a et le mercure gazeux réactif sont habituellement associés à une combustion au charbon (Huang et al., 2010) et, par conséquent, le facteur 4 a été attribué en tant que source à des centrales thermiques alimentées au charbon.

Dans l'ensemble, les ensembles de données du mercure gazeux total de Genesee et de Meadows présentent une caractéristique issue des centrales thermiques alimentées au charbon par l'intermédiaire de la vaste plage de concentrations. La tendance saisonnière de mercure gazeux total à Genesee révèle aussi une influence subtile des centrales thermiques alimentées au charbon exercée sur les concentrations de mercure gazeux total. L'analyse en composantes principales sur les ensembles de données relatives au mercure gazeux total et aux espèces chimiques de mercure signale une co-variance entre le SO, et le mercure gazeux réactif provenant de centrales thermiques alimentées au charbon et indique que les signatures du mercure gazeux total et du mercure élémentaire gazeux représentent une circulation mondiale plutôt que des sources locales. En général, les concentrations de mercure gazeux total et de mercure élémentaire gazeux dans la région de Wabamun sont dues principalement à des concentrations de fond mondiales, tandis que les concentrations de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total sont influencées à une échelle locale ou régionale.

4.3.4.2 Relations basées sur la source

Le modèle GRAHM a servi à évaluer la quantité de dépôts de mercure provenant de neuf régions du globe pour chaque province ou territoire au Canada. Ces neuf régions comprennent l'Europe, le Canada, les États-Unis, l'Asie de l'Est, l'Asie méridionale, l'Asie centrale, l'Afrique, l'Amérique du Sud, l'Australie et l'Océanie. L'année 2005 a été choisie comme les estimations mondiales réparties sur une grille les plus récentes des émissions anthropiques disponibles (Pacyna *et al.*, 2010). Les dépôts nets totaux ont été estimés par des simulations de modèle en utilisant des émissions mondiales totales (anthropiques et naturelles/réémissions). Afin d'estimer les contributions de chaque région source, des simulations de modèle ont été effectuées en supprimant les émissions anthropiques ou naturelles et les réémissions de cette région dans les émissions mondiales et en éliminant ainsi les répercussions de cette région sur les dépôts. La contribution de dépôts de chaque région source a ensuite été estimée en évaluant la différence entre les dépôts des simulations modélisées avec « toutes les émissions » et « sans les émissions provenant de cette région source ». Les contributions de dépôts en pourcentage de chaque région source au dépôt total provenant de sources mondiales par région réceptrice sont présentées à la figure 4.20. Les barres sur la figure indiquent les contributions provenant de sources anthropiques et d'autres sources terrestres (émissions naturelles/ réémissions) de chaque région source. Les tons plus foncés représentent les émissions anthropiques et les tons plus clairs correspondent aux émissions naturelles et aux réémissions. La contribution restante (environ 25 %) au dépôt total du Canada provient d'émissions océaniques. Le modèle estime environ 115 tonnes de dépôt total de mercure au Canada en 2005. Les dépôts moyens (issus de toutes les sources mondiales) dans chacune des provinces et dans l'Arctique sont estimés à 4,5 µg m⁻² a⁻¹ dans l'Arctique canadien, à 7 µg m⁻² a⁻¹ dans la région subarctique du Yukon, à 7,5 µg m⁻² a⁻¹ dans la région subarctique des Territoires du Nord-Ouest, à 6,5 µg m⁻² a⁻¹ dans la région subarctique du Nunavut, à 11 µg m⁻² a⁻¹ en Colombie-Britannique, à 13 µg m⁻² a-1 en Alberta, à 13,5 µg m-2 a-1 en Saskatchewan, à 15 μg m⁻² a⁻¹ au Manitoba, à 19 μg m⁻² a⁻¹ en Ontario, à 16 μ g m⁻² a⁻¹ au Québec, à 17 μ g m⁻² a⁻¹ à Terre-

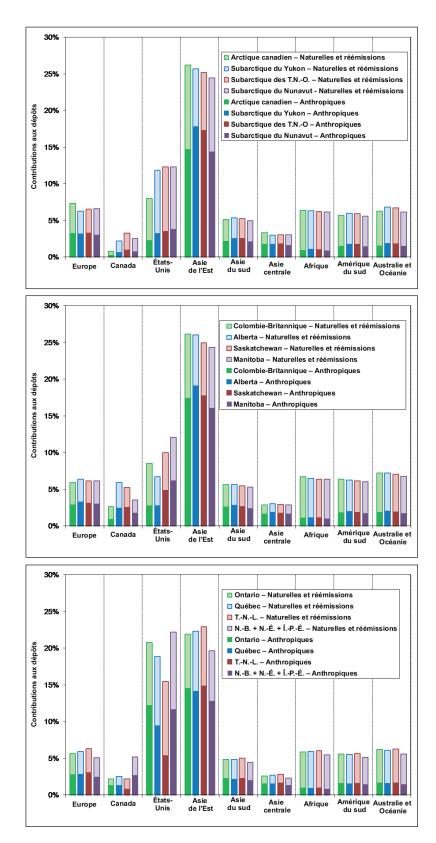


FIGURE 4.20 Contributions relatives provenant de chaque région source au dépôt de mercure net simulées par le modèle régional et international de métaux lourds atmosphériques pour 2005 dans les régions arctique et subarctique du Canada (partie supérieure), b) dans l'ouest du Canada (partie centrale) et c) dans l'est du Canada (partie inférieure).

Neuve-et-Labrador et à 22 µg m⁻² a⁻¹ au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et sur l'Île-du-Prince-Édouard combinés (présentés à la figure 4.2). Les dépôts maximaux ont été observés à proximité d'installations émettrices de mercure en Alberta (centrales thermiques alimentées au charbon) et en Saskatchewan ou au Manitoba (exploitation minière et fonderie de la baie d'Hudson). Les dépôts de fond les plus élevés sont constatés dans le sud de l'Ontario et du Québec en raison des répercussions des émissions anthropiques dans l'est des États-Unis.

Les figures 4.20a et 4.20b indiquent que dans le nord et l'ouest du Canada, la contribution totale provenant d'émissions de l'Asie de l'Est (24 à 26 %) au dépôt annuel de mercure est deux fois supérieure au contributeur le plus important suivant. à savoir les États-Unis (7 à 12 %), suivi de l'Europe (6 à 7 %). Dans l'est du Canada (figure 4.20c), la contribution provenant de l'Asie de l'Est (20 à 23 %) est légèrement inférieure à celle constatée dans le nord et l'ouest du Canada, mais la contribution issue des États-Unis est environ deux fois supérieure à celle signalée dans les autres régions (15 à 22 %). L'est du Canada est en aval de la région de la côte est densément peuplée des États-Unis (Temme et al., 2007) et peut expliquer cette différence. La contribution européenne dans l'est du Canada (5 à 6 %) est comparable à sa contribution dans le nord et l'ouest du Canada. Le dépôt de mercure provenant de sources canadiennes a tendance à être plus élevé dans l'ouest du Canada, en particulier en Alberta (6 %) et en Saskatchewan (5 %), mais il est aussi élevé au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et sur l'Île-du-Prince-Édouard (Nouveau-Brunswick. Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard) (5 %). Cela provient probablement de plusieurs centrales thermiques alimentées au charbon qui sont situées près du lac Wabamun en Alberta (voir l'étude de cas 5 et le chapitre 9 pour obtenir davantage de détails). La fonderie de métaux à Flin Flon, dont la fermeture remonte à 2010, est située à la frontière entre la Saskatchewan et le Manitoba et la région du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse, et de l'Île-du-Prince-Édouard est en aval du couloir densément peuplé, de Windsor à Montréal.

La figure 4.20 illustre également la contribution de sources anthropiques actuelles par rapport aux sources terrestres (naturelles et réémises) dans les neuf régions sources. Bien que l'Afrique, l'Amérique du Sud. l'Australie et l'Océanie contribuent peu au dépôt de mercure au Canada provenant de processus anthropiques actuels, leurs émissions terrestres contribuent à une quantité non négligeable. La longue durée de vie du mercure élémentaire gazeux permet le transport d'émissions hémisphériques de mercure sur de longues distances et leur mélange dans l'air ambiant mondial³. Les émissions anthropiques et terrestres provenant de l'Europe et de l'Asie méridionale contribuent également aux dépôts au Canada, tandis qu'environ deux tiers des contributions de dépôts provenant de l'Asie de l'Est et de l'Asie centrale sont issus d'émissions anthropiques. En revanche, les contributions relatives de dépôts de mercure de sources anthropiques et terrestres aux États-Unis et au Canada varient selon la région réceptrice. Dans la région arctique et subarctique, le mercure déposé est davantage émis par des surfaces terrestres que par des processus anthropiques. à l'exception de sources en Asie de l'Est. Dans les régions canadiennes de latitude movenne. la contribution des dépôts par ces deux types d'émissions est comparable. La différence résulte de la distribution géographique de sources anthropiques dans les régions américaines et canadiennes de latitude movenne.

La figure 4.21 schématise les résultats de 2005 relatifs au dépôt de mercure provenant uniquement de sources anthropiques dans quatre régions clés : le Canada, les États-Unis, l'Europe et l'Asie de l'Est. En général, le mercure émis par l'intermédiaire de processus anthropiques au Canada contribue à moins de 1 % des dépôts de mercure au Canada. Cependant, la contribution à proximité d'importantes sources ponctuelles peut être importante. Par exemple, la

³ La durée de vie du mercure élémentaire gazeux dans le cadre du modèle est considérée comme la durée (mois ou années) nécessaire pour obtenir des concentrations ayant atteint un état stable. Chaque simulation du modèle est effectuée jusqu'à l'atteinte d'un état stable qui correspond à environ cinq ans pour la configuration actuelle du modèle.

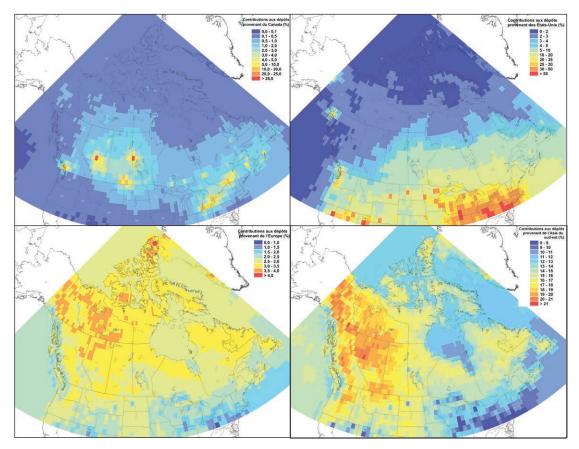


FIGURE 4.21 Répartition géographique, telle que simulée par le modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques pour 2005, de la contribution relative aux dépôts nets de mercure provenant du mercure émis au cours de processus anthropiques : a) au Canada (partie supérieure gauche), b) aux États-Unis (partie supérieure droite), c) en Europe (partie inférieure gauche) et d) en Asie de l'Est (partie inférieure droite).

fonderie de Flin Flon au Manitoba a contribué à plus de 25 % des dépôts près des sources en 2005. Aux États-Unis, la contribution de mercure émis au cours de processus anthropiques aux dépôts est plus élevée près de la frontière américaine et canadienne, le mercure provenant de ces sources représentant 15 à 20 % du mercure déposé en Ontario et au Québec et 10 à 15 % au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse. Bien que la contribution de mercure émis provenant des États-Unis soit plus importante en Ontario et au Québec, le fort gradient latitudinal de cette contribution associé aux zones de surfaces plus vastes de ces provinces donne une contribution plus faible lorsque l'on fait la moyenne de toutes les contributions en Ontario et au Québec (figure 4.20).

La contribution la plus importante aux dépôts provenant d'activités anthropiques européennes (jusqu'à 4 %) est observée dans le nord et l'ouest du Canada et est liée à la circulation de l'Arctique. La contribution relative aux dépôts provenant d'émissions anthropiques en Asie de l'Est varie de 17 à 20 % dans l'ouest du Canada, mais elle ne varie que de 13 à 17 % dans l'est du Canada. La contribution plus importante dans l'ouest du Canada ainsi qu'une contribution plus faible sur la côte de la Colombie-Britannique laissent entendre qu'une bonne partie du mercure provenant de l'Asie de l'Est qui est déposé au Canada atteint d'abord le Yukon, puis se déplace vers le sud, du côté sous le vent des Rocheuses. Cette constatation concorde avec les résultats de Durnford et al. (2010). Des contributions relatives plus faibles provenant de l'Asie de l'Est dans le sud de l'Ontario et du Québec sont en partie le résultat d'un dépôt total plus élevé dans cette région, en raison de contributions plus élevées provenant de sources anthropiques américaines (figure 4.2).

Les mêmes régions sources d'émissions anthropiques ont été évaluées par le modèle GRAHM pour connaître

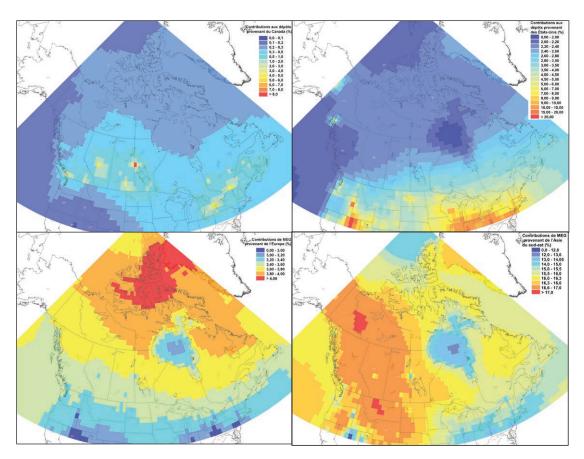


FIGURE 4.22 Répartition géographique, telle que simulée par le modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques pour 2005, de la contribution relative à la concentration de mercure élémentaire gazeux atmosphérique à la surface provenant du mercure émis au cours de processus anthropiques au : a) Canada (partie supérieure gauche), b) aux États-Unis (partie supérieure droite), c) en Europe (partie inférieure gauche) et d) en Asie de l'Est (partie inférieure droite).

les niveaux de concentration du mercure élémentaire gazeux dans l'air à la surface et les résultats relatifs à quatre régions sources importantes sont présentés à la figure 4.22. En comparant les figures 4.21 et 4.22, les profils spatiaux de la contribution relative de chaque région source aux concentrations de mercure élémentaire gazeux sont similaires à ceux signalés concernant les dépôts. La contribution canadienne à la concentration de mercure élémentaire gazeux est inférieure à 1 % en dehors du spectre d'influence des sources ponctuelles canadiennes (la fonderie de Flin Flon a contribué à elle seule à plus de 8 % des concentrations près de la source). La contribution découlant de sources anthropiques aux États-Unis aux concentrations de mercure élémentaire gazeux est plus importante dans le sud de l'Ontario (7 à 9 %). Dans le sud du Québec et dans les provinces maritimes (Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard), la contribution s'élève à

4,5 %. En ce qui concerne les sources d'émissions canadiennes et américaines, leurs contributions relatives, issues de processus anthropiques, aux concentrations de mercure élémentaire gazeux au Canada sont inférieures aux résultats des dépôts. Étant donné que les États-Unis et le Canada sont des sources locales pour certaines parties du Canada. les dépôts proviennent du mercure élémentaire gazeux atmosphérique qui est oxydé dans la région et du mercure oxydé directement émis pendant les processus anthropiques. En ce qui concerne les sources non locales, le dépôt fait principalement suite à l'oxydation *in situ* du mercure élémentaire gazeux atmosphérique et tout le mercure oxydé émis au cours de processus anthropiques en Asie ou en Europe a été probablement déposé avant d'arriver au Canada (en raison d'un temps de séjour dans l'atmosphère plus court).

La contribution européenne au mercure élémentaire gazeux en surface est uniforme de l'est à l'ouest, au Canada. La contribution diminue de 4,1 % dans l'Arctique à 3,1 % à basses altitudes, ce qui semble indiquer que le mercure élémentaire gazeux provenant de sources européennes arrive en passant par l'Arctique. La contribution provenant de l'Asie de l'Est est de 16 à 17 % dans l'ouest du Canada et de 14 à 16 % dans l'est du Canada, ce qui est semblable aux contributions aux dépôts.

Au Canada, les émissions anthropiques mondiales actuelles contribuent à environ 40 % des dépôts totaux. Environ 60 % des dépôts au Canada proviennent d'autres émissions mondiales terrestres (environ 35 %) et océaniques (environ 25 %) qui comprennent des émissions et réémissions naturelles de mercure accumulé au fil du temps provenant de sources antérieures anthropiques et naturelles. Plus de 95 % des dépôts anthropiques de mercure au Canada proviennent de sources anthropiques étrangères. Les contributions de l'Asie de l'Est, des États-Unis, d'Europe et d'Asie méridionale représentent environ 40 %, 17 %, 8 % et 6 %, respectivement. Les quantités relatives changent lorsque le pourcentage de dépôts totaux (notamment les émissions anthropiques, naturelles et les réémissions) est signalé. Par exemple, 38 % des dépôts totaux de mercure au Canada proviennent de sources anthropiques étrangères, l'Asie de l'Est contribuant à 16 %, les États-Unis contribuant à 6,8 %, l'Europe contribuant à 3,2 % et l'Asie méridionale contribuant à 2,4 % des dépôts totaux. Les émissions anthropiques canadiennes contribuent à environ 4 % des dépôts anthropiques totaux (ou à 1,6 % des dépôts totaux) au Canada. Cependant, à proximité des principales sources ponctuelles, la contribution provenant de sources nationales peut dépasser les contributions de sources étrangères.

Étude de cas 6 : Émissions de mercure provenant de la centrale au charbon de Nanticoke

La répartition du mercure dans les émissions provenant de la centrale au charbon de Nanticoke en Ontario a été étudiée dans le cadre du réseau Metals in the Environment Research Network (MITE-RN) de l'Initiative de recherche sur les substances

toxiques (IRST). Cette étude a été réalisée en raison du rôle important joué par la combustion du charbon en tant que source de mercure anthropique dans l'environnement qui représente environ 30 à 45 % des nouvelles émissions de mercure anthropiques dans l'atmosphère chaque année (AMAP/UNEP, 2008; Pirrone et al., 2010). La modélisation du cycle de mercure atmosphérique dépend des inventaires des émissions mondiales de mercure qui sont, quant à eux, fondés sur une répartition movenne du mercure provenant de centrales thermiques alimentées au charbon qui est la suivante : 50 % de mercure élémentaire gazeux, 40 % de mercure gazeux réactif et 10 % de mercure particulaire total (Pacyna et al., 2006). Cette répartition peut varier considérablement en fonction du mélange de charbon qui est brûlé, des conditions durant la combustion du charbon et des contrôles des émissions installés dans la centrale (USEPA, 1998; Edgerton et al., 2006). Des études sur le terrain récentes révèlent que la concentration de mercure dans les précipitations en aval des centrales thermiques nord-américaines n'est pas élevée (Seigneur *et al.*, 2003; Prestbo et Gay, 2009), ce qui est apparemment contradictoire à la quantité moyenne de mercure oxydé potentiellement émis à partir de ces centrales, d'après les inventaires des émissions mondiales.

Une étude effectuée à bord d'un aéronef a été entreprise afin d'évaluer la répartition de mercure dans le panache émis à partir d'une centrale thermique alimentée au charbon de 3 640 MW. La description de cette étude se trouve à un autre endroit (Banic et al., 2006). La mesure de la répartition du mercure dans le panache à bord d'un aéronef permet d'éviter les influences près de la surface sur la composition chimique du mercure, telles que des émissions mal définies provenant de sources autres que le panache faisant l'objet d'une enquête, et les dépôts secs à la surface. Treize vols ont été effectués dans le panache de Nanticoke entre le 17 et le 28 janvier 2000 et douze vols ont été faits entre le 12 et le 21 septembre 2000. Les mesures du mercure élémentaire gazeux sont disponibles pour la période allant du 27 au 28 janvier et celle du 12 au 21 septembre, bien que les mesures du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total aient été recueillies durant les vols, tout au long de l'hiver et de l'été. Le panache de Nanticoke a été

analysé jusqu'à 40 km en aval à un âge du panache allant jusqu'à deux heures, dans diverses conditions météorologiques. Les données sur la spéciation du mercure dans la cheminée et dans le panache ont été comparées. Le mercure élémentaire gazeux, le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total ont été mesurés à l'aide d'un analyseur de mercure automatisé Tekran® 2537 (détails à la section 4.5), d'un décomposeur de chlorure de potassium et d'un filtre en fibre de quartz, respectivement.

Les échantillons prélevés étaient un mélange d'air ambiant et de panache. Les concentrations de mercure élémentaire gazeux dans le panache étaient élevées par rapport aux concentrations de mercure élémentaire gazeux dans l'air ambiant, mais elles étaient habituellement supérieures de moins de deux fois aux concentrations dans l'air ambiant, ce qui semble indiquer que le panache se dilue rapidement dans les premières minutes suivant l'émission. L'augmentation de la concentration de mercure élémentaire gazeux due au panache (MEG) a été calculée comme la différence entre la valeur dans le panache (MEG₂) et dans l'air ambiant (MEG₂). Les concentrations de MEG_{ex} ont été comparées aux augmentations de mercure oxydé et particulaire dans le panache afin de déterminer l'évolution de la répartition du mercure dans le panache au fil du temps. Les concentrations de MEG ajoutées au panache variaient de 0,006 à 6,4 ng m⁻³ (\pm 30 %), avec une valeur moyenne de 0,83 ng m⁻³. Les concentrations de mercure gazeux réactif du panache variaient de 6 à 530 pg m⁻³ (\pm 50 %), avec une valeur moyenne de 130 pg m⁻³. Les concentrations de mercure gazeux réactif dans le panache étaient significativement élevées par rapport aux concentrations dans l'air ambiant dans l'atmosphère environnante. Aucune tendance n'a pu être observée dans le mercure gazeux réactif avec le vieillissement du panache pour le mercure élémentaire gazeux et le mercure gazeux réactif. Les concentrations de mercure particulaire total du panache variaient de 1 à 250 pg m⁻³ (± 40 %), avec une valeur moyenne de 50 pg m⁻³. Les concentrations élevées (> 100 pg m⁻³) se limitaient à la campagne estivale et ne coïncidaient pas avec des concentrations de mercure gazeux réactif élevées durant la même période. Les concentrations de SO, à la cheminée

ont été mesurées à l'aide d'un système de surveillance continue des émissions pour janvier et septembre 2000 et ont été fournies par Ontario Power Generation (OPG). Le SO_2 a été surveillé dans l'aéronef, en même temps que le mercure élémentaire gazeux. L'estimation des facteurs de dilution variait de $2\times 10-5$ à $3\times 10-3$, avec une médiane de $(5\pm 3)\times 10-4$. Les facteurs de dilution ont servi à calculer les concentrations de mercure dans la cheminée (X_{STest}) à partir des concentrations de mercure excédentaires du panache (X_{ex}), où X= mercure élémentaire gazeux, mercure gazeux réactif ou mercure particulaire total.

Les essais de la spéciation du mercure dans la cheminée effectués en 1999 par l'Ontario Power Generation sur les gaz de combustion de la centrale de Nanticoke à l'aide du procédé de Ontario Hydro montrent une répartition moyenne de 53 % du mercure élémentaire gazeux, de 43 % du mercure gazeux réactif et de 4 % du mercure particulaire total (Lyng et al., 2005). Ces valeurs sont similaires à la répartition moyenne du mercure concernant les émissions de centrales au charbon nord-américaines (Pacyna et al., 2006). La répartition moyenne de mercure observée dans l'étude effectuée à bord d'un aéronef dans le panache de Nanticoke (82 % de mercure élémentaire gazeux, 13 % de mercure gazeux réactif et 5 % de mercure particulaire total) diffère de la répartition moyenne de mercure dans les cheminées de Nanticoke. Les concentrations de mercure élémentaire gazeux dans le panache peuvent s'expliquer par la dilution du panache après une émission. L'écart entre les concentrations de mercure gazeux réactif dans la cheminée et dans le panache est statistiquement significatif, mais il ne peut toutefois pas être associé à une nouvelle répartition pour le mercure élémentaire gazeux. Les biais d'échantillonnage associés aux différentes techniques utilisées pour mesurer le mercure gazeux réactif dans la cheminée et dans le panache peuvent rapprocher l'écart de concentration sans invoguer de nouvelles réactions chimiques ou de nouveaux processus physiques.

Les concentrations médianes de mercure en cheminée estimées à partir des mesures dans le panache sont comparées aux concentrations dans

la cheminée de mercure élémentaire gazeux, de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total dans le tableau 4.11. Il convient de noter que malgré une variabilité considérable du mercure dans le panache et d'incertitudes liées à la mesure du mercure, il existe une concordance significative entre la concentration totale de mercure estimée dans la cheminée à partir des mesures du panache et les mesures dans la cheminée de la concentration totale de mercure (test t à une face d'équivalence avec des variances inégales, p > 99 %, v = 7). Les concentrations estimées de mercure dans la cheminée à partir des mesures du panache (X_{STest}) ne sont corrigées que pour tenir compte de la dilution du panache et ne prennent pas en compte les transformations chimiques ou physiques du mercure après une émission. Si le mercure se transforme entre le mercure élémentaire gazeux, le mercure gazeux réactif ou le mercure particulaire total dans le panache après une émission, alors les concentrations X_{STest} ne seront pas égales aux concentrations en cheminée (X_{STmeas}) au moment d'une émission.

Les répartitions du MEGST calculées à partir de mesures dans le panache et de mesures dans la cheminée n'étaient pas significativement différentes (test d'unité [U] de Mann-Whitney, $n_p = 126$, $n_s = 3$, p = 0.80), ce qui semble indiquer que la concentration de mercure élémentaire gazeux observée est relativement constante après une émission provenant de la centrale de Nanticoke. Malgré une taille d'échantillon plus petite, le mercure particulaire total semble aussi être conservé après une émission

(test U de Mann-Whitney, $n_p = 17$, $n_s = 3$, p = 0.92). Cependant, l'écart relatif au mercure gazeux réactif est statistiquement significatif.

Lohman et al. (2006) ont proposé que la perte apparente de mercure gazeux réactif dans le panache après une émission observée par Edgerton et al. (2006) résultait d'une réduction chimique du mercure gazeux réactif au mercure élémentaire gazeux. Si cette conversion se produisait dans le cadre de l'étude actuelle, les concentrations de mercure élémentaire gazeux dans la cheminée estimées à partir de mesures du panache, corrigées pour tenir compte de la dilution du panache uniquement, seraient par conséquent plus importantes que les concentrations mesurées de mercure élémentaire gazeux dans la cheminée. La concordance entre les concentrations estimées de mercure élémentaire gazeux dans la cheminée provenant de facteurs de dilution du panache et les mesures du mercure élémentaire gazeux dans le panache ainsi que les concentrations mesurées de mercure élémentaire gazeux dans la cheminée laissent supposer que la dilution du panache suffit à elle seule pour représenter les concentrations observées de mercure élémentaire gazeux dans le panache et que la réduction du mercure gazeux réactif en mercure élémentaire gazeux n'augmente pas les concentrations de mercure élémentaire gazeux du panache après une émission.

Les concentrations de mercure gazeux réactif du

TABLEAU 4.11 Concentrations médianes de mercure dans la cheminée (XST) estimées à partir de concentrations de mercure excédentaires du panache, tenant compte de la dilution du panache (« dans le panache ») et directement mesurées (« dans la cheminée »). Les données sont signalées en μg m-³ de mercure dans le modèle STP b.

Emplacement	MEG _{ST}	MGR _{ST}	MPT _{(P)ST}	MT _{ST} ^a
Dans le panache	0.9 ± 0.5	$0,11 \pm 0,07$	0.04 ± 0.02	1 ± 0.5
Dans la cheminée	0.8 ± 0.1	0.75 ± 0.08	$0,09 \pm 0,05$	$1,6 \pm 0,2$

a Concentration totale de mercure (MT_{ST}) déterminée comme la somme des concentrations médianes de mercure élémentaire gazeux, de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total

b Les incertitudes sont des écarts absolus médians de la médiane représentant la fourchette inférieure des 50 % de données.

panache sont inférieures à ce qui serait attendu d'après la dilution seule. Des études précédentes ont observé un écart similaire relatif aux concentrations de mercure gazeux réactif dans d'autres panaches de centrales électriques alimentées au charbon et ont semblé indiquer que le mercure gazeux réactif pourrait être de nouveau réduit en mercure élémentaire gazeux pendant ou après une émission. Cependant, on ne constate aucune preuve évidente de cette nouvelle répartition du mercure dans le panache de Nanticoke. Il existe une faible possibilité que l'écart provienne uniquement d'erreurs inhérentes aux techniques de mesure du mercure réactif gazeux dans la cheminée et dans le panache. On ignore encore si la spéciation du mercure dans le panache ou la cheminée décrit le mieux les émissions provenant de Nanticoke et si ces émissions sont une source importante de mercure pour l'environnement à proximité.

4.4 VARIABILITÉ ET TENDANCES TEMPORELLES DU MERCURE GAZEUX TOTAL, DU MERCURE GAZEUX RÉACTIF, DU MERCURE PARTICULAIRE TOTAL ET DU MERCURE DANS LES PRÉCIPITATIONS

Les concentrations de mercure dans l'air et les précipitations au Canada varient selon des échelles de temps, de plusieurs heures à plusieurs décennies. Des changements temporels à court terme, tels que des schémas journaliers ou saisonniers, peuvent survenir en raison de changements météorologiques (p. ex. température, vents, lumière du soleil et précipitations) ou de sources d'émissions qui varient rapidement avec le temps. Par conséguent, les différences entre la nuit et le jour ou entre l'été et l'hiver peuvent offrir des renseignements indiquant comment et quand le mercure se déplace de la surface vers l'atmosphère ou inversement, à un endroit précis. Les tendances à long terme reflètent les changements du bilan global du mercure, qu'il s'agisse d'émissions, de dépôts ou des deux, et peuvent illustrer les changements de ce bilan aux échelles locale et mondiale. Les schémas journaliers et saisonniers et les

tendances temporelles à long terme dans les sites où le mercure a été mesuré pendant plusieurs années sont présentés ci-dessous. Ces schémas et tendances relatifs à des sites sélectionnés ont été signalés dans la littérature scientifique (Blanchard *et al.*, 2002; Kellerhals *et al.*, 2003; Kim *et al.*, 2005; Poissant *et al.*, 2005; Temme *et al.*, 2007; Cole et Steffen, 2010), mais l'étude ci-dessous est l'analyse la plus complète de données provenant de tous les sites au Canada et inclut les toutes dernières données disponibles.

4.4.1 Schémas journaliers de mercure

4.4.1.1 Schémas journaliers dans le mercure gazeux total et le mercure élémentaire gazeux

Les schémas journaliers reflètent les cycles journaliers du mercure dans l'air, dans un site donné. Les graphiques des schémas journaliers de tous les 22 sites où le mercure gazeux total est mesuré sont présentés à la figure 4.23. Dans cette figure et les suivantes, l'heure normale de l'Atlantique (UTC moins 4 heures) est attribuée à Alert, étant donné que le rayonnement solaire maximal survient à midi dans ce fuseau horaire. La figure 4.23 révèle que 14 des 22 sites ont un schéma journalier minimal à l'aube et maximal durant l'après-midi similaire. Le pic de l'après-midi est large, car la moyenne des données de toutes les saisons a été établie dans le profil général, ce qui atténue donc l'intensité. Les schémas journaliers signalés ici sont conformes aux rapports précédents (Kellerhals et al., 2003; Poissant et al., 2005). Kellerhals et al. (2003) ont signalé que les cycles diurnes dans les dix sites avaient des amplitudes représentant 3 à 13 % de la moyenne (différences entre les valeurs horaires maximales et minimales) et que cette amplitude était la plus élevée pendant l'été dans la plupart des sites. Le schéma minimal à l'aube et maximal durant l'aprèsmidi constaté dans le présent examen a également été signalé pour sept sites en 2003 (Kellerhals et al., 2003). Les auteurs ont attribué ce cycle à deux facteurs : 1) dépôt de mercure gazeux total durant la nuit provenant de la couche limite superficielle nocturne suivi de davantage d'air en altitude riche en mercure gazeux total lorsque l'inversion nocturne se résorbe et 2) émission de surface du mercure gazeux

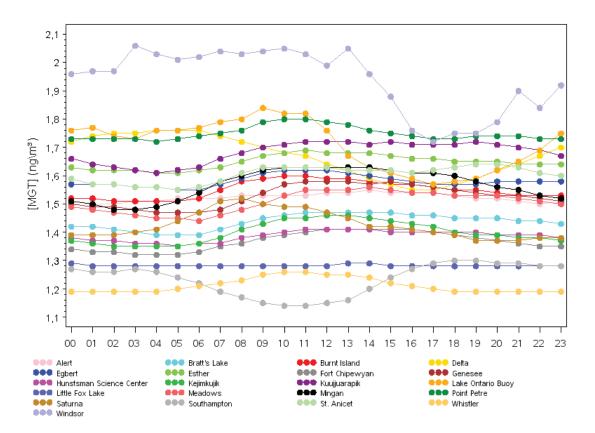


FIGURE 4.23 Moyenne des cycles diurnes du mercure gazeux total (MGT – ng m⁻³) établie pendant une période de mesure totale dans tous les sites. L'heure 0 est comprise entre 24 h et 1 h (heure locale).

total durant le jour après des processus photolytiques dans les sols ou la neige (Poissant et Casimir, 1998; Lalonde *et al.*, 2002; Poulain *et al.*, 2004; Poulain *et al.*, 2007b). Ce schéma a également été observé dans d'autres sites non urbains en Amérique du Nord (p.ex.. Choi *et al.*, 2008; Nair *et al.*, 2012).

Flin Flon (non présenté à la figure 4.23) avait un schéma similaire et est examiné dans l'étude de cas 7. Le cycle diurne de mercure gazeux total à Saint-Anicet est légèrement différent, avec un deuxième pic vers 22 h. À Alert, les concentrations de mercure gazeux total étaient beaucoup plus stables avec une variation d'environ 0.05 ng m⁻³ ou de 3 %. probablement en raison de la lumière ou de l'obscurité constante pendant une grande partie de l'année (Steffen et al., 2005) et parce que le rayonnement solaire est moins intense. Une concentration maximale de mercure gazeux total était observée vers 11 h, comme pour la plupart des sites, mais elle baissait rapidement après midi, atteignant une valeur minimale vers 20 h et diminuant lentement pendant la nuit et tout au long de la matinée. Cette tendance était

la plus marquée au printemps avec une amplitude de 15 % en avril.

Les six autres sites présentaient des schémas journaliers atypiques. Les concentrations de mercure gazeux total au lac Little Fox ne variaient pas en fonction du moment de la journée, tandis que Southampton était le seul site présentant une concentration minimale à la fin de la matinée. Bien qu'aucune donnée météorologique n'était disponible pour Southampton, le schéma journalier du mercure gazeux total était presque exactement l'inverse du schéma journalier de la vitesse du vent à la station météorologique proche située à Saint-Pierre, à six kilomètres au nord-est. Sur l'île Reifel, à Saturna et sur le Lake Ontario Buoy, les concentrations de mercure gazeux total atteignaient un pic en début, milieu et fin de matinée, respectivement, puis diminuaient durant l'après-midi pour atteindre des valeurs minimales durant la soirée. Windsor a également connu des concentrations minimales de mercure gazeux total en soirée qui augmentaient pour atteindre un pic large entre 3 h et 13 h. Cette

tendance sur l'île Reifel a été auparavant attribuée à des changements de direction du vent pendant la journée, avec des brises de mer en journée apportant de l'air pur provenant de l'océan et une brise de terre nocturne transportant le panache riche en mercure gazeux total provenant du Grand Vancouver au-delà du site (Kellerhals et al., 2003). Les trois autres sites ont aussi été influencés par les brises de mer et de lac et sont proches de régions métropolitaines. Les zones urbaines en Amérique du Nord qui signalent des cycles diurnes similaires du mercure gazeux total ou du mercure élémentaire gazeux sont notamment Détroit (Michigan) (Liu et al., 2007) et Birmingham (Alabama) (Nair et al., 2012). On croit que la diminution des concentrations urbaines de mercure élémentaire gazeux pendant la journée donnant lieu à une concentration minimale l'après-midi est due à la présence de concentrations à la surface plus élevées de mercure (en raison de sources proches) qui sont de plus en plus diluées par un air plus pur d'en haut à mesure que la journée devient plus chaude et que le mélange vertical est favorisé (Nair et al., 2012). Cependant, cette tendance n'est pas observée dans tous les sites urbains (e.g. Engle et al., 2010) et on ne sait toujours pas ce qui provoque ces schémas journaliers dans ces quatre sites canadiens.

4.4.1.2 Schémas journaliers des espèces chimiques de mercure

Les schémas journaliers de mercure gazeux réactif, de mercure particulaire total et de mercure élémentaire gazeux dans les neuf sites sont présentés à la figure 4.24. Les cycles d'espèces chimiques de mercure à Flin Flon sont examinés dans l'étude de cas 7.

Dans tous les sites, les concentrations de mercure gazeux réactif atteignaient un pic durant l'après-midi. Cela laisse supposer que le mercure gazeux réactif de courte durée de vie est formé par la photooxydation du mercure élémentaire gazeux dans l'atmosphère. Une concentration maximale durant l'après-midi pourrait aussi être due à des concentrations de mercure gazeux réactif plus élevées dans la troposphère libre (e.g., Swartzendruber *et al.*, 2006; Fain *et al.*, 2009b) qui se mélangent vers la surface pendant la journée. Des concentrations plus élevées en altitude pourraient

provenir de dépôts secs plus lents durant la nuit au-dessus de la couche limite nocturne. Ces deux mécanismes, la photooxydation *in situ* et le mélange avec des concentrations de mercure gazeux réactif plus élevées au-dessus, pourraient expliquer le schéma journalier uniforme dans les sites nord-américains (Liu et al., 2007; Choi et al., 2008; Engle et al., 2010; Nair et al., 2012). Dans certains sites, tels que Genesee, les sources d'émissions locales qui rejettent du mercure gazeux réactif au-dessus de la couche limite nocturne, de sorte que ces rejets ne sont pas mélangés dans l'air à la surface jusqu'à ce qu'il fasse jour (Poissant et al., 2004), pourraient également contribuer au schéma observé. Les échelles des axes des y sur les graphiques d'Alert et de Churchill à la figure 4.24 devraient être indiquées comme les concentrations de mercure gazeux réactif, les concentrations constatées dans ces sites étant considérablement supérieures à celles d'autres sites. Il s'agit d'un résultat direct de la chimie de l'atmosphère au printemps qui survient à ces endroits. En outre, il convient de noter que la période de collecte des données diffère entre les sites et ces périodes sont indiquées à la figure 4.11. À Alert, le cycle diurne de mercure gazeux réactif est dominé par une variabilité relativement grande durant le printemps, lorsque les concentrations minimales et maximales peuvent varier jusqu'à 35 pg m⁻³ (30 % de la moyenne) avec un pic large l'après-midi. Cependant, les concentrations de mercure gazeux réactif varient considérablement à tout moment de la journée et demeurent élevées pendant la nuit, au début du printemps, lorsqu'un cycle jour/nuit subsiste, ce qui semble indiguer que le mercure gazeux réactif a un temps de séjour d'au moins plusieurs heures, voire jours, entraînant des concentrations élevées dans toute la région. Les concentrations de mercure gazeux réactif à Alert pourraient donc être influencées par des concentrations de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total élevées à l'échelle régionale et par un appauvrissement du mercure élémentaire gazeux (Bottenheim et Chan, 2006), avec une contribution supplémentaire provenant d'une photochimie locale (Lindberg et al., 2002). Les concentrations de mercure gazeux réactif à Churchill sont également élevées pendant la journée et la nuit avec un pic observé l'après-midi, laissant croire encore à des contributions provenant d'une chimie non locale et locale.

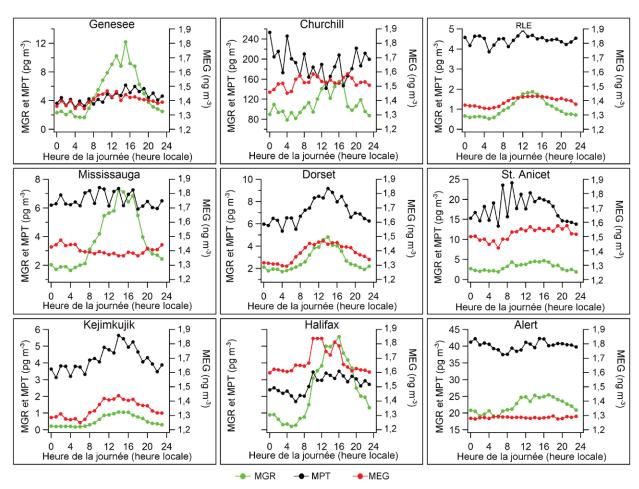


FIGURE 4.24 Cycles diurnes d'espèces chimiques de mercure dans neuf sites de mesures (valeurs moyennes pour chaque heure). Les échelles des axes (en pg m⁻³) concernant le mercure gazeux réactif (MGR) et le mercure particulaire total (MPT) varient, tandis que l'échelle du mercure élémentaire gazeux (MEG) couvre 0,3 ng m⁻³ pour tous les graphiques.

Les schémas journaliers de mercure particulaire total sont moins uniformes entre les sites que ceux du mercure gazeux réactif. Le mercure particulaire est influencé par de nombreux facteurs autres que la lumière du soleil et est plus fortement influencé par des processus physiques tels que la répartition (Amos et al., 2012). Dans certains sites, tels que Dorset, Saint-Anicet, Kejimkujik et Genesee, la concentration de mercure particulaire total est plus élevée l'après-midi, bien que le moment où la concentration de mercure particulaire total atteint son niveau maximal varie. Dans d'autres sites, tels que la région des lacs expérimentaux, Mississauga et Halifax, les concentrations varient peu au cours de la journée (< 1 pg m⁻³). Seule la ville de Churchill présente des concentrations de mercure particulaire total minimales durant le jour. Les schémas de mercure particulaire total dans d'autres sites en Amérique du Nord sont aussi uniformes (Poissant et al., 2005; Liu et al., 2007; Choi et al., 2008; Weiss-Penzias et al., 2009; Nair et al., 2012). Un facteur qui pourrait influencer le cycle de mercure particulaire total est le gradient vertical de concentrations de mercure particulaire total (Nair *et al.*, 2012). Si les concentrations de mercure particulaire total à la surface sont assez faibles et si l'on observe des dépôts secs dans la couche limite nocturne, le mercure particulaire total peut augmenter le matin. lorsque le mélange vertical en introduit davantage en altitude. Cela est conforme à une augmentation durant la matinée et à des concentrations stables au cours de la journée, comme à Halifax (bien que, comme

cela a été indiqué, les différences soient infimes). En revanche, s'il existe des émissions de surface locales, les concentrations de mercure particulaire total pourraient augmenter durant la nuit et diminuer le matin. Ce schéma n'a pas été constaté dans les sites présentés ici. Dans un autre mécanisme, des concentrations accrues de mercure gazeux réactif (provenant d'une photochimie durant l'après-midi) pourraient faire augmenter le mercure particulaire total au cours de la journée si une partie du mercure gazeux réactif est récupérée par des particules. Cela serait conforme aux schémas observés à Dorset. Kejimkujik, Genesee et Alert. Cependant, il convient de noter que la concentration moyenne de mercure particulaire total à Alert est marquée par des pics en mars et en avril, tandis que les concentrations de mercure gazeux réactif sont dominées par les valeurs de mai. Néanmoins, la photooxydation qui produit des concentrations élevées de mercure gazeux réactif en mai peut donner lieu à des concentrations élevées de mercure particulaire total en mars et en avril, lorsque davantage de matière particulaire est disponible et les températures deviennent plus froides, de sorte que les cycles diurnes sont similaires. Le cycle diurne du mercure particulaire total à Churchill est l'opposé du cycle diurne du mercure gazeux réactif, ce qui semble indiquer que les espèces de mercure réactives générées pendant des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique autour de ce site se répartissent entre la phase gazeuse et la phase particulaire, en fonction de la température, davantage de mercure étant adsorbé aux particules pendant les heures des nuits plus froides. Les changements erratiques des mesures d'espèces chimiques de mercure d'une heure à l'autre sont une fonction de la courte période de mesures et de la variabilité élevée des concentrations lorsque des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique commencent et se terminent.

Comme cela est prévu, étant donné que le mercure élémentaire gazeux constitue la majeure partie du mercure gazeux total, les cycles diurnes de mercure élémentaire gazeux sont similaires à ceux du mercure gazeux total mentionnés ci-dessus. Tous les sites, à l'exception de deux sites (Mississauga et Alert), présentent le cycle diurne typique non urbain de concentration minimale de mercure élémentaire gazeux à l'aube et de concentration maximale de

mercure élémentaire gazeux à la mi-journée ou au début de l'après-midi. Le mercure élémentaire gazeux à Mississauga suivait le cycle opposé, avec de faibles valeurs durant la journée et des concentrations plus élevées la nuit. Cela est plus typique des sites urbains où des émissions locales font augmenter les concentrations de mercure gazeux total dans la couche limite nocturne jusqu'à leur dilution par un air plus pur durant le jour, lorsque le mélange est plus fort en altitude (Kim *et al.*, 2005; Liu *et al.*, 2007; Nair *et al.*, 2012).

4.4.2 Variabilité saisonnière du mercure atmosphérique

4.4.2.1 Schémas saisonniers du mercure gazeux total

À la figure 4.25, les concentrations mensuelles médianes de mercure gazeux total pour les 11 sites sont représentées sur un tracé avec au moins cinq années de données. Les sites dont les périodes de couverture des données sont plus courtes sont exclus par souci de clarté, mais les cycles sont étudiés ci-dessous. Les données du Lake Ontario Buoy ne reflètent que trois mois de mesures et, par conséquent, ne sont pas incluses dans l'examen général saisonnier. Dans 12 des 21 sites au total (île Reifel, Fort Chipewyan, Genesee, Esther, île Burnt, St. Andrews, Kejimkujik, Egbert, Point Petre, Bratt's Lake et Saint-Anicet), des concentrations maximales sont observées à la fin de l'hiver et au début du printemps (février, mars ou avril) et des concentrations minimales sont constatées en automne (septembre ou octobre). Cette constatation est conforme aux résultats précédents provenant du Canada (Blanchard et al., 2002; Kellerhals et al., 2003; Temme et al., 2007) et dans l'ensemble de l'hémisphère Nord (Iverfeldt, 1991; Kim et al., 2005; Choi et al., 2008; Nair et al., 2012). Ce schéma dominant a été auparavant attribué à plusieurs facteurs, tels que des émissions accrues en hiver provenant de sources anthropiques (principalement la combustion du charbon), moins de mélange vertical en hiver pour éliminer le mercure gazeux total qui est émis depuis des sources de surface (Blanchard et al., 2002; Kim et al., 2005) et une oxydation et des précipitations accrues pendant l'été (Slemr et Schell,

1998; Kock et al., 2005). Cependant, la modélisation indique que l'oxydation et les précipitations ne sont pas des facteurs importants de la saisonnalité du mercure gazeux total. La volatilisation élevée du mercure provenant de la neige augmente plutôt considérablement les concentrations de mercure élémentaire gazeux en hiver, dans les latitudes moyennes. La libération du mercure provenant de la neige, du ruissellement de l'eau de fonte et d'autres surfaces augmente avec l'augmentation du rayonnement solaire. Cela pourrait se traduire par une concentration maximale du mercure élémentaire gazeux à la fin de l'hiver et au début du printemps. Les émissions terrestres et océaniques atteignent leur niveau maximal durant l'été. Par conséguent, les concentrations minimales de mercure élémentaire gazeux surviennent généralement en automne, lorsque ces processus d'émissions variés sont les moins actifs. Cinq autres sites, non représentés à la figure 4.25 (Saturna, Whistler, lac Little Fox, Meadows et Mingan), avaient des schémas saisonniers similaires au schéma dominant examiné ci-dessus, avec de légères différences liées au moment, probablement en raison d'une plus grande variabilité durant ces courtes périodes de mesures.

Alert a connu la plus forte saisonnalité avec des concentrations minimales au printemps (avril et mai), des concentrations maximales en été (juillet) et des concentrations moyennes en automne et en hiver (Steffen *et al.*, 2005). La dépression estivale correspond aux épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique qui surviennent dans ce site et la concentration estivale maximale est probablement une émission provenant de diverses sources (Steffen *et al.*, 2005; Fisher *et al.*, 2012). Kuujjuarapik présente également une concentration estivale maximale provenant de processus atmosphériques similaires, comme Alert, mais la gamme de concentrations minimales est plus large et s'étend d'octobre à mars.

Les concentrations de mercure gazeux total à Southampton et Windsor, pour lesquelles seules deux années de données sont disponibles, semblent avoir une tendance saisonnière bimodale avec des valeurs faibles de mercure gazeux total au printemps et en automne et des valeurs élevées en été et en hiver. La raison de cette saisonnalité à Southampton n'a pas été encore clairement établie pour cette série chronologique de données relativement courte et très

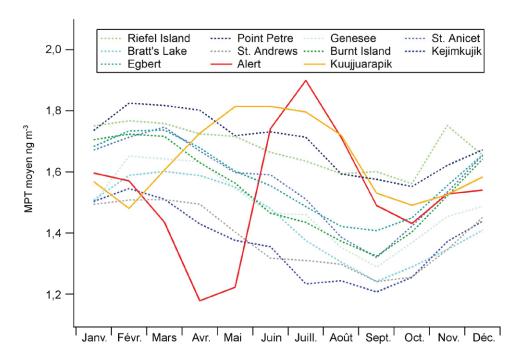


FIGURE 4.25 Cycles saisonniers du mercure gazeux total (MGT) dans les 11 sites avec plus de cinq années de données. Les cycles d'Alert et de Kuujjuarapik diffèrent du schéma dominant et sont donc mis en évidence.

variable. Des valeurs très élevées en été à Windsor pendant des épisodes de pollution sont à l'origine de concentrations estivales élevées. De même, il a été déclaré précédemment que Point Petrie avait un maximum estival de concentrations de mercure gazeux total en raison de concentrations périodiques élevées du mercure gazeux total en été (Blanchard et al., 2002; Kellerhals et al., 2003). Les mesures de mercure gazeux total qui couvrent une période plus longue ont montré le maximum printanier signalé ici. Flin Flon présente des concentrations de mercure gazeux total beaucoup plus élevées que celles d'autres sites avec des valeurs maximales au printemps (avril) et en été (juillet) et des valeurs minimales à la fin de l'automne et au début de l'hiver. Les observations provenant de ce site en particulier seront abordées en détail dans l'étude de cas 8.

Les cartes de concentrations modélisées de mercure élémentaire gazeux pour les mois représentatifs de janvier, d'avril, de juillet et d'octobre de l'année 2006 sont présentées à la figure 4.26. Les concentrations moyennes mensuelles mesurées de mercure élémentaire gazeux ou de mercure gazeux total (cercles) sont incluses à la figure 4.26, selon la disponibilité. Comme cela est indiqué à la section 4.3.3, certains profils spatiaux, tels que de faibles concentrations dans la région des Maritimes, ne sont pas pris en compte par le modèle. Cependant, la surestimation est constante tout au long de l'année et les schémas saisonniers sont très proches dans ces sites. Bien que tous les mois ne soient pas représentés, des cycles saisonniers modélisés de mercure élémentaire gazeux dans les latitudes moyennes ont affiché un maximum en janvier ou février et un minimum en septembre, conformément aux observations, pour les raisons qui ont été abordées ci-dessus. Une comparaison détaillée des concentrations mensuelles de mercure gazeux total modélisées et mesurées est fournie au chapitre 9. Les résultats du modèle révèlent également une dépression généralisée des

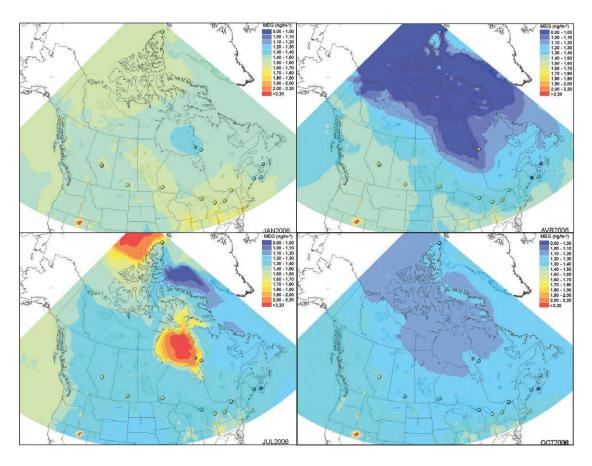


FIGURE 4.26 Cartes de concentrations moyennes mensuelles modélisées et mesurées de mercure gazeux total et de mercure élémentaire gazeux (MEG/MGT – ng m⁻³) pour les mois de janvier (partie supérieure gauche), d'avril (partie supérieure droite), de juillet (partie inférieure gauche) et d'octobre (partie inférieure droite) en 2006

concentrations de mercure élémentaire gazeux dans le Nord du Canada au printemps, en raison d'épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique, suivies d'émissions océaniques provenant de l'océan Arctique et de la baie d'Hudson en été. Ces émissions ont une incidence sur Alert et Churchill, respectivement, ce qui entraîne des concentrations estivales élevées, comme cela a été observé dans les données de mesure.

4.4.2.2 Schémas saisonniers du mercure réactif gazeux et du mercure particulaire total

La variabilité saisonnière des concentrations mesurées de mercure élémentaire gazeux, de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total est présentée par des graphiques mensuels à la figure 4.27. Sur les dix sites, trois (Genesee, Flin Flon et Churchill) n'ont pas de mesures couvrant toute l'année. L'examen de cycles saisonniers est donc limité par la couverture des données dans ces sites. Les schémas « saisonniers » de Flin Flon pourraient ne pas être typiques étant donné que les mesures d'espèces chimiques de mercure ont commencé en juillet, peu de temps après la fermeture définitive de la fonderie de cuivre, ce qui explique probablement pourquoi les concentrations les plus élevées de mercure élémentaire gazeux, de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total ont été mesurées en juillet. Flin Flon est examinée en détail dans l'étude de cas 7.

Comme le révèle la figure 4.27, les concentrations de mercure élémentaire gazeux dans les neuf sites restants suivent des schémas similaires à ceux des concentrations de mercure gazeux total, comme prévu. Quatre sites (Genesee, Saint-Anicet, Kejimkujik,

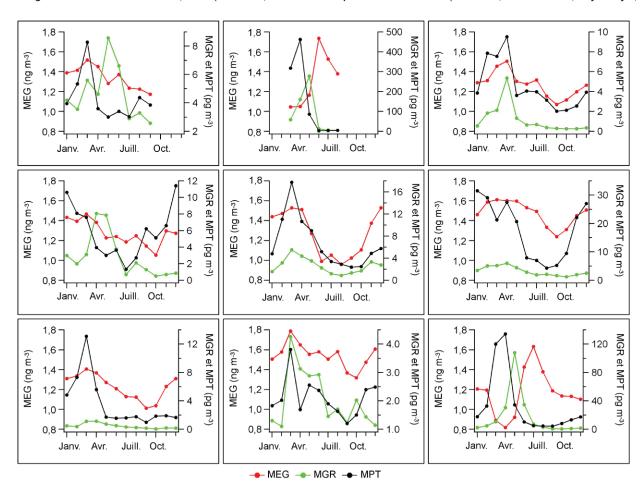


FIGURE 4.27 Cycles saisonniers de mercure élémentaire gazeux (MEG – ng m⁻³), de mercure gazeux réactif (MGR – pg m⁻³) et de mercure particulaire total (MPT – pg m⁻³) représentés par une moyenne mensuelle, concernant neuf sites

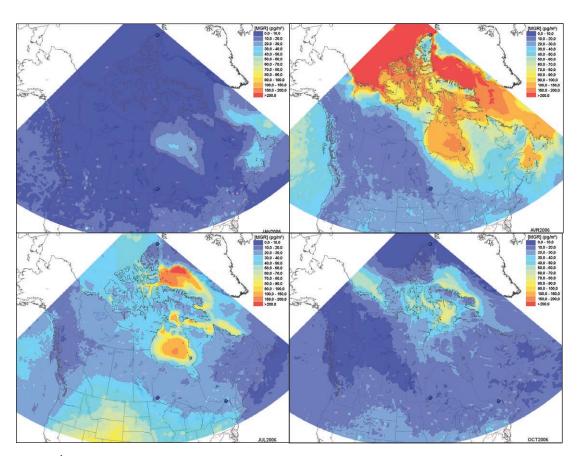


FIGURE 4.28 À l'aide du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques, les données de 2006 sur le mercure gazeux réactif (MGR – pg m⁻³) sont présentées sous forme de moyennes mensuelles modélisées et mesurées (points) pour janvier (partie supérieure gauche), avril (partie supérieure droite), juillet (partie inférieure gauche) et pour octobre (partie inférieure droite).

Alert) sont également dotés d'instruments sur le mercure gazeux total et les cycles du mercure élémentaire gazeux concordent avec les cycles du mercure gazeux total abordés ci-dessus. Les mesures à Churchill couvrent mars à août et étaient les plus faibles en mars et avril et les plus élevées en juin en raison de la chimie des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique, comme à Alert. Les quatre sites restants présentaient des concentrations maximales de mercure élémentaire gazeux en mars (Mississauga, Dorset, Halifax) ou en avril (région des lacs expérimentaux) et des concentrations minimales de mercure élémentaire gazeux en août (Dorset), en septembre (région des lacs expérimentaux) ou en octobre (Mississauga, Halifax). Ces cycles concordent avec les schémas dominants du mercure gazeux total dans tout le pays, comme il est mentionné ci-dessus.

Les concentrations de mercure gazeux réactif étaient les plus élevées au printemps (mars, avril ou mai) dans tous les sites autres que Flin Flon. Les concentrations minimales de mercure gazeux réactif sont apparues en septembre ou en octobre, dans la plupart des sites, à l'exception de Dorset (août) et de Halifax (décembre à février). À Alert et Churchill, le mercure gazeux réactif était élevé au printemps en raison d'épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique. Cette augmentation du mercure gazeux réactif pourrait même toucher des parties de l'est du Canada, comme le montrent les résultats du modèle GRAHM pour avril 2006 à la figure 4.28 et pourrait contribuer aux concentrations printanières élevées de mercure gazeux réactif observées dans tout le pays. Bien que le modèle semble surestimer les concentrations de mercure gazeux réactif d'avril à Alert, il convient de noter que l'année 2006 a connu des concentrations printanières inhabituellement faibles de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total par rapport aux enregistrements à long terme (voir la section de discussion 4.4.3.2).

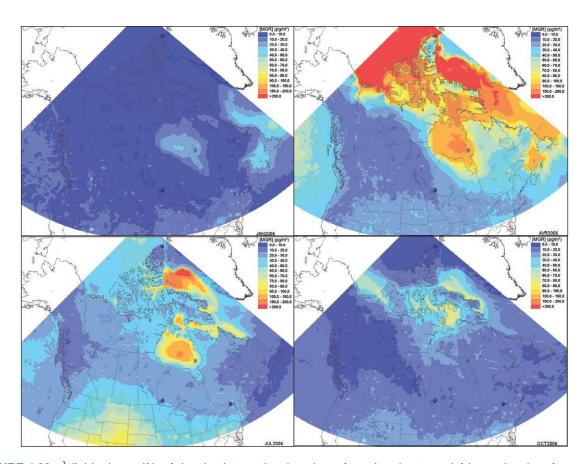


FIGURE 4.29 À l'aide du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques, les données de 2006 sur le mercure particulaire total (MPT – pg m⁻³) sont présentées sous forme de moyennes mensuelles modélisées et mesurées (points) pour janvier (partie supérieure gauche), avril (partie supérieure droite), juillet (partie inférieure gauche) et pour octobre (partie inférieure droite).

Les concentrations typiques moyennes de mercure gazeux réactif en avril sont similaires aux prévisions du modèle. Cependant, le modèle prévoit des concentrations de mercure gazeux réactif à des latitudes moyennes légèrement plus élevées en été qu'au printemps, en particulier dans l'ouest. En revanche, les concentrations de mercure gazeux réactif mesurées diminuaient dans tous les sites, du printemps à l'été. Bien que la conversion du mercure élémentaire gazeux en mercure gazeux réactif devrait être plus élevée en été en raison de davantage de lumière du soleil et d'oxydants, le dépôt accru de mercure gazeux réactif pourrait réduire cette source accrue. Les dépôts humides sont les plus élevés en été, dans la plupart des sites (section 4.4.2.3), et les dépôts secs devraient être beaucoup plus élevés durant l'été et l'automne, lorsque la végétation est en pleine feuillaison (Zhang et al., 2009). Le cycle saisonnier des dépôts secs est inclus dans le modèle, le système tenant compte des changements

saisonniers de l'utilisation des terres, tels que la couverture de neige et la végétation. Un autre facteur pourrait être un artéfact d'échantillonnage dans la mesure du mercure gazeux réactif, dans lequel des concentrations plus élevées d'O₃ dans l'air ambiant pourraient réduire la valeur du mercure gazeux réactif mesurée (Lyman *et al.*, 2010). Étant donné que les concentrations d'O₃ sont les plus élevées en été, cet artéfact pourrait réduire les concentrations de mercure gazeux réactif durant l'été (Baker et Bash, 2012) et tenir compte de certains écarts entre les concentrations de mercure gazeux réactif mesurées et modélisées en juillet.

Les concentrations de mercure particulaire total, dans les données de mesure pour plusieurs années (figure 4.27) et les résultats du modèle pour 2006 (figure 4.29), étaient élevées en mars et avril dans les sites concernés par des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique (Alert et Churchill),

comme les concentrations de mercure gazeux réactif. Cinq sites non concernés par des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique ont également affiché des concentrations maximales de mercure particulaire total durant ces mois : Genesee. région des lacs expérimentaux, Dorset, Kejimkujik et Halifax. Comme pour le mercure gazeux réactif, les prévisions du modèle GRAHM (figure 4.29) révèlent des concentrations de mercure particulaire total plus élevées durant l'été, dans les latitudes moyennes. par rapport aux mesures effectuées dans ces sites. Mississauga et Saint-Anicet ont affiché des concentrations de mercure particulaire total élevées tout au long de l'hiver, avec des pics de concentration en décembre et janvier. Ces sites sont assez proches de centres urbains et pourraient être davantage touchés par des émissions locales qui peuvent être piégées plus près de la surface en hiver, lorsque les hauteurs de mélange sont plus faibles. Les résultats du modèle révèlent un minimum relatif au mercure particulaire total et au mercure gazeux réactif en décembre ou janvier au Canada (figures 4.28 et 4.29). Cela ne correspond pas aux tendances générales des données de mesure (figure 4.27), bien que les observations en 2006 étaient limitées à quelques sites. De plus, on n'observe aucune variation saisonnière des émissions anthropiques utilisées dans le modèle ayant une incidence sur les cycles saisonniers simulés du modèle du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total, notamment à proximité des sources locales.

Enfin, dans plusieurs sites, les pics de mercure gazeux élémentaire, de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total coïncident. Cela pourrait révéler des sources courantes (telles que la combustion de charbon ou une autre pollution anthropique dans des sites non éloignés) ou des puits (tels que des dépôts humides ou secs) (Blanchard *et al.*, 2002).

4.4.2.3 Schémas saisonniers dans les dépôts humides de mercure

Les schémas saisonniers des dépôts humides de mercure (mercure total dans la pluie et la neige) dans 22 sites ont été calculés en additionnant les échantillons hebdomadaires durant chaque mois. La moyenne des valeurs mensuelles a ensuite été

établie pendant toutes les années d'échantillonnage. Le schéma saisonnier des dépôts humides a affiché un dépôt maximal en été (mai à août) dans 20 des 22 sites. Les exceptions, l'île Reifel (Colombie-Britannique) et Dorset (Ontario), présentaient des valeurs maximales en automne, en octobre et en septembre, respectivement. Douze des 22 sites signalés ici enregistraient moins de trois années de données, ce qui augmente l'incertitude des cycles saisonniers, car une importante variabilité interannuelle des quantités des précipitations peut exister. Les cycles saisonniers de quatre des dix sites ayant au moins trois années de données sont présentés à la figure 4.30 qui illustre les schémas représentatifs de ces dix sites. Étant donné que le flux des dépôts humides dépend des précipitations mensuelles totales et de la concentration de mercure dans ces précipitations ([Hg]_{tot}), les cycles saisonniers de ces deux paramètres sont présentés avec les cycles des dépôts humides. En ce qui concerne les sites non présentés, les schémas saisonniers à Genesee et Henry Kroeger (Alberta) étaient similaires à ceux observés à Bratt's Lake (Saskatchewan). Les schémas à Saint-Anicet et Mingan (Québec) et à Cormak (Terre-Neuve-et-Labrador) ressemblaient à ceux constatés à Egbert (Ontario). Les schémas à St. Andrews (Nouveau-Brunswick) étaient semblables à ceux relevés à Kejimkujik (Nouvelle-Écosse). Comme il a déjà été précisé, le maximum estival de dépôts humides prédomine. Cependant, l'examen des schémas de [Hg]_{tot} et de la quantité de précipitations révèle qu'à Bratt's Lake, le maximum de dépôts humides correspond au maximum de précipitations. tandis qu'à Kejimkujik, le maximum de dépôts humides survient durant la saison où la quantité de précipitations est minimale, mais la concentration de [Hg],, est la plus élevée. À Egbert, un pic du [Hg], et des précipitations entraîne inévitablement une période de dépôts humides maximaux. Le schéma à l'île Reifel indique que la quantité de précipitations est le facteur dominant pour déterminer le cycle de dépôts humides dans ce site.

Les dépôts humides provenant du modèle GRAHM pour janvier, avril, juillet et octobre 2006 sont révélés à la figure 4.31. Sur les sites non côtiers, le dépôt humide atteint un sommet dans le modèle pendant l'été et est au minimum pendant l'hiver,

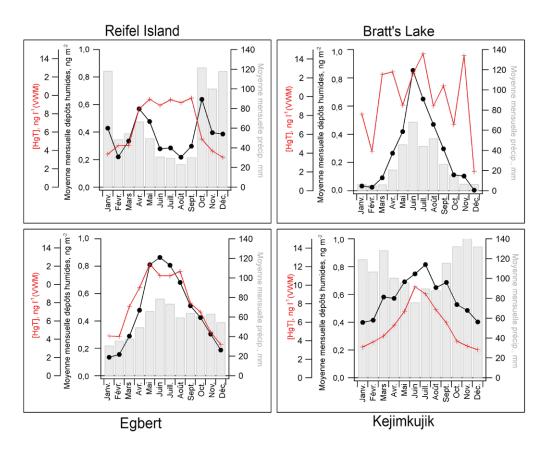


FIGURE 4.30 Cycles saisonniers de dépôts humides de mercure représentés dans les données moyennes mensuelles (lignes noires – ng m⁻²). Les concentrations mensuelles de mercure (lignes rouges – ng L⁻¹) et les précipitations mensuelles moyennes (barres grises – mm) sont représentées.

conformément aux schémas observés en général. Une comparaison avec des mesures à des sites précis est présentée et étudiée au chapitre 9. En général, l'ampleur et le cycle saisonnier des dépôts humides de mercure sont bien prévus par le modèle. En tant que modèle météorologique et de transport chimique, le modèle comprend des processus de formation des nuages et des précipitations. Les incertitudes dans les dépôts humides estimés des modèles sont une combinaison d'inexactitudes dans les concentrations ambiantes simulées de mercure oxydé et de quantités de précipitations. Les concentrations simulées de mercure oxydé dans l'air correspondent bien aux concentrations observées et simulées de mercure dans les précipitations (non représentées ici) et, par conséquent, elles présentent des variations spatiales similaires. Les concentrations de mercure dans les précipitations (modélisées et observées) sont aussi généralement plus élevées (pas significativement)

près de sources d'émissions locales. Étant donné que les concentrations de mercure élémentaire gazeux ne varient pas considérablement au Canada, les concentrations de mercure oxydé produites chimiquement ne varient donc pas beaucoup non plus. Par conséquent, la variation spatiale des dépôts humides est principalement contrôlée par la quantité de précipitations, sa variation spatiale et temporelle étant plus importante que la variation de concentrations de mercure dans les précipitations. Par exemple, les quantités de précipitations annuelles et, par conséquent, les flux de dépôts humides, sont plus faibles dans le centre-ouest du Canada par rapport à l'est du Canada.

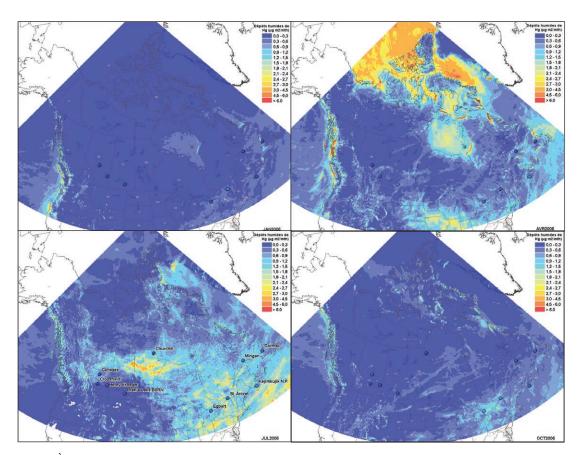


FIGURE 4.31 À l'aide du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques, les données de 2006 sur les dépôts humides (µg m⁻² mois⁻¹) sont présentées sous forme de dépôts humides mensuels de mercure modélisés et mesurés (points) pour janvier (partie supérieure gauche), avril (partie supérieure droite), juillet (partie inférieure gauche) et octobre (partie inférieure droite).

4.4.3 Analyse des tendances temporelles à long terme du mercure

Les mesures atmosphériques mondiales de mercure gazeux total jusqu'au début des années 2000 laissent supposer que les concentrations de mercure atmosphérique ont augmenté à partir des années 1970 pour atteindre un pic dans les années 1980, puis elles ont diminué jusqu'à un plateau, vers 1996 et ce, jusqu'en 2001 (Slemr et al., 2003). De même, une reconstitution des concentrations de mercure élémentaire gazeux dans l'air du névé provenant du Groenland a révélé que le mercure élémentaire gazeux (le principal composant du mercure gazeux total) a augmenté à partir des années 1940 jusqu'aux années 1970 et a atteint un plateau vers le milieu des années 1990 (Fain et al., 2009a). Au Canada, des tendances à long terme du mercure gazeux total (Steffen et al., 2005; Temme et al., 2007; Cole et Steffen, 2010; Cole et al., 2012) et du mercure dans les précipitations (Prestbo et Gay, 2009) concernant certains sites ont été rapportées dans les ouvrages scientifiques. Les tendances canadiennes présentées ci-dessous sont mises à jour avec les données les plus complètes et récentes sur le mercure gazeux total, les précipitations et la spéciation du mercure.

Au moins cinq années de données ont été nécessaires pour effectuer l'analyse des tendances. La période durant laquelle des données sont rapportées est différente pour chaque emplacement. En conséquence, plutôt que de limiter l'analyse à des périodes qui se chevauchent, des tendances linéaires ont été estimées pour toutes les données disponibles provenant de chaque site. Les tendances ont été calculées à l'aide de l'analyse saisonnière des tendances de Kendall et du calcul de la pente

Sen connexe (Gilbert, 1987). Cette méthode est une extension de l'analyse des tendances non paramétrique de Mann-Kendall qui est recommandée lorsque des valeurs sont manquantes et que les données ne sont pas normalement distribuées. Ces deux conditions s'appliquent à ces ensembles de données.⁴

4.4.3.1 Tendances temporelles du mercure gazeux total

En ce qui concerne les tendances des concentrations de mercure gazeux total, l'analyse a utilisé des concentrations médianes mensuelles en exigeant que pour 75 % du mois, les données soient valides. Les résultats globaux des tendances pour tous les sites ayant plus de cinq années de données sont énumérés dans le tableau 4.12. Sur onze sites, dix ont été touchés par une diminution des concentrations variant de -0,7 % à -3,3 % par an, bien que les périodes variaient entre cinq et 15 ans. Ces diminutions sont comparables à une tendance signalée de la concentration de fond du mercure gazeux total à Mace Head (Irlande) de (-1,8 ± 0,1%) par an au cours de la période allant de 1996 à 2009 (Ebinghaus *et al.*, 2011). Les six sites qui recoupent le mieux cette

période (Egbert, Point Petre, Saint-Anicet, St. Andrews, Kejimkujik et Alert) ont enregistré des diminutions de 0,8 à 1,8 % par an-1. Fait intéressant, le mercure gazeux total dans l'hémisphère Sud a diminué à un taux plus rapide d'environ -2,7 % par an, de 1996 à 2009, d'après les données provenant des mesures et de la surveillance réalisées à bord de navires à Cape Point (Afrique du Sud) (Slemr *et al.*, 2011). Parmi les onze sites, seul un site (Genesee) n'a pas connu une diminution significative du mercure gazeux total pendant la période de mesure.

L'analyse des tendances saisonnières du mercure gazeux total, illustrée pour deux sites, l'île Reifel et Kejimikujik est présentée à la figure 4.32. Une tendance générale à la baisse de -0.055 ng m⁻³ an⁻¹ ou de -55 pg m⁻³ an⁻¹ a été déterminée sur l'île Reifel, d'après cinq années de données. Cela a été réalisé en combinant les tendances de tous les mois où l'homogénéité était suffisante pour déterminer une tendance générale. Pour illustrer le résultat, la série chronologique de la concentration médiane moyenne de mercure gazeux total est présentée pour les deux sites, dans les parties inférieures de la figure 4.34, où la ligne rouge indique la pente. Les résultats de Kejimkujik montrent que même dans un ensemble de données ayant une variabilité saisonnière plus importante, une période plus longue réduit l'incertitude (barres d'erreur rouges) dans les tendances saisonnières et les différences entre les mois.

Le tableau 4.12 présente une comparaison des résultats de ces tendances récemment calculées avec ceux publiés par Temme et al., (2007). Dans l'analyse précédente, les tendances ont été déterminées à l'aide d'une technique de décomposition saisonnière afin de supprimer le cycle saisonnier. Les données traitées ont été ensuite arrondies et adaptées à une régression linéaire. Des tendances significatives ont été observées dans six sites, notamment l'île Burnt, Egbert, Point Petre, Saint-Anicet, St. Andrews et Kejimikujik. Dans les autres sites, les tendances n'étaient pas significatives en raison de données insuffisantes ou d'une défaillance de la technique de décomposition saisonnière (p. ex. Alert) pour attribuer une tendance. Les tendances concordent (dans la limite des incertitudes) lorsqu'elles sont comparées dans trois sites (île Burnt, Point Petre, Saint-Anicet).

⁴ Dans la méthode saisonnière de Kendall, les données découlant des 12 mois sont traitées comme 12 ensembles de données distincts. Pour chaque mois, la présence d'une tendance est confirmée ou rejetée par l'analyse Mann-Kendall et une pente est estimée à l'aide d'un estimateur de pente non paramétrique de la méthode Sen. Une tendance annuelle générale est estimée à partir des statistiques des tendances mensuelles. Cependant, cette estimation pourrait être discutable si les tendances mensuelles ne sont pas homogènes. Ainsi, pour s'assurer de la fiabilité des données, un essai sur l'homogénéité saisonnière a également été effectué van Belle, G., et Hughes, J. P.: Nonparametric tests for trend in water quality. Water Resources Research, 20, 127-136, 1984 ibid. Si les tendances saisonnières étaient homogènes, les résultats servaient à déterminer une tendance générale pour toute la période. Si elles n'étaient pas homogènes, ou si les données étaient insuffisantes pour certains mois, seules les tendances de certains mois étaient déclarées. L'inconvénient de cette technique est qu'elle produit une tendance linéaire pendant toute la période et qu'elle peut ignorer des tendances complexes, comme une diminution suivie d'une augmentation.

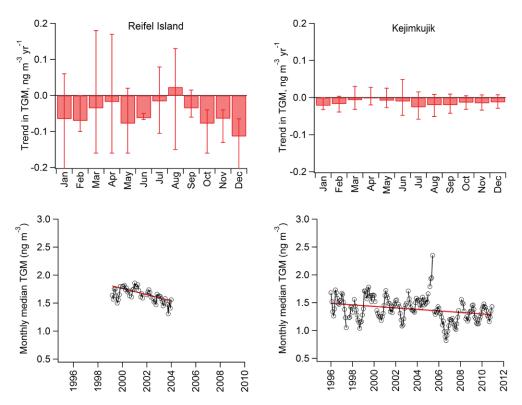


FIGURE 4.32 Tendances à long terme du mercure gazeux total (MGT – ng m⁻³) par saison (partie supérieure) et tendance médiane mensuelle du mercure gazeux total avec tendance annuelle générale (partie inférieure), sur l'île Reifel et à Kejimkujik. Les barres d'erreur montrent des limites de confiance de 95 %.

Bratt's Lake et Alert témoignent de changements dans les tendances qui varient de baisses non significatives à des diminutions importantes. Les résultats des trois sites restants révèlent une tendance négative à la hausse, probablement en raison des trois à cinq années supplémentaires de données (Egbert, St. Andrews, Kejimkujik).

Temme et al., (2007) ont aussi effectué une analyse en composantes principales qui regroupait plusieurs stations canadiennes en quatre groupes : SITES RURAUX – TOUCHÉS (Saint-Anicet, Point Petre, Egbert), SITES RURAUX – EST (Kejimkujik, St. Andrews), SITES RURAUX – OUEST (île Reifel, Esther, Bratt's Lake) et TOUS. Alert et l'île Burnt étaient seulement dans le groupe « TOUS ». En se fondant sur le même regroupement et en remplaçant Esther par Genesee dans le groupe « SITES RURAUX – OUEST », l'essai sur les tendances a été élargi pour trouver des tendances au sein de ces groupes. L'essai d'homogénéité entre les stations a d'abord été réalisé et, si les tendances n'étaient pas significativement

différentes entre les stations au sein d'un groupe, une tendance médiane générale était déterminée. D'après cet essai, les stations des groupes SITES RURAUX – OUEST et TOUS avaient des tendances qui étaient significativement différentes les unes des autres. Une tendance générale n'a donc pas été déterminée. Le groupe SITES RURAUX – TOUCHÉS avait une tendance générale de -24 pg m⁻³ par an⁻¹ ou de -1,5 % par an⁻¹ et le groupe SITES RURAUX – EST présentait une tendance générale de -17 pg m⁻³ an⁻¹ ou de -1,2 % par an⁻¹ (voir le tableau 4.12). Pour ces deux groupes, les tendances étaient plus négatives que ce qui était calculé par Temme *et al.* (2007), comme ce qui était constaté pour des sites individuels.

Le modèle GRAHM a aussi été utilisé pour évaluer les changements à long terme du mercure élémentaire gazeux à la surface. En utilisant des champs d'émissions anthropiques mondiales de mercure anthropique produits par le Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique pour 1990, 1995, 2000 et 2005 (Pacyna *et al.*, 2006; Pacyna *et*

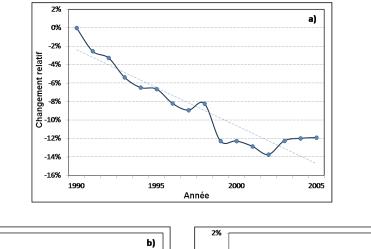
TABLEAU 4.12 Tendances du mercure gazeux total (MGT) dans des sites ayant plus de cinq années de mesures et résultats de Temme *et al.* (2007)

Site	Période	Tendance du MGT, pg m ⁻³ an ⁻¹	Tendance du MGT, % par an ⁻¹	Période ¹	Mercure gazeux total tendance ¹ pg m ⁻³ an ⁻¹	Mercure gazeux total tendance ¹ % par an ⁻¹
Île Reifel	1999 à 2004	-55 (-70 à -40)	-3,3 (-4,2 à -2,4)	1999 à 2004	-37 ^{ns}	-2,03 ^{ns}
Genesee	2004 à 2010	-6 (-21 à +1) ^{ns}	-0,4 (-1,4 à +0,1) ^{ns}	-	-	-
Bratt's Lake	2001 à 2010	-37 (-48 à -23)	-2,5 (-3,4 à -1,6)	2001 à 2005	+6 ^{ns}	+0,43 ^{ns}
Île Burnt	1998 à 2007	-15 (-22 à -7)	-1 (-1,4 à -0,4)	1998 à 2005	-11	-0,67
Egbert	1996 à 2010	-20 (-27 à -16)	-1,3 (-1,7 à -1)	1996 à 2005	-4	-0,24
Kuujjuarapik	1999 à 2009	-40 (-55 à -23)	-2,4 (-3,4 à -1,4)	-	-	-
Point Petre	1996 à 2007	-29 (-38 à -20)	-1,7 (-2,2 à -1,2)	1996 à 2005	-37	-1,81
Saint-Anicet	1995 à 2009	-24 (-29 à -19)	-1,5 (-1,8 à -1,2)	1997 à 2005	-26	-1,46
St. Andrews	1996 à 2007	-30 (-42 à -20)	-2,2 (-3,1 à -1,5)	1996 à 2004	-12	-0,82
Kejimkujik	1996 à 2010	-14 (-20 à -6)	-1 (-1,4 à -0,5)	1996 à 2004	+5	+0,37
Alert	1995 à 2009	-11 (-15 à -6)	-0,7 (-1 à -0,4)	1995 à 2005	-5 ^{ns}	-0,31 ^{ns}
SITES RURAUX - TOUCHÉS	Saint-Anicet, Point Petre, Egbert	-24 (-27 à -20)	-1,5	-	-	-
SITE RURAUX – EST	Kejimkujik St. Andrews	-17 (-21 à -10)	-1,2	-	-	-

ns Non significatif sur le plan statistique

al., 2010) et en maintenant les émissions naturelles à un niveau constant (Mason, 2009), le modèle a été exécuté avec la météorologie appropriée pour chaque année. Les émissions anthropiques mondiales pour les années situées entre les années déclarées ont été interpolées à l'aide des émissions des années disponibles. Les concentrations de mercure élémentaire gazeux obtenues pour cinq régions du Canada (qui comprennent certaines régions avoisinantes) sont présentées à la figure 4.33. Dans l'ensemble, les concentrations de mercure

élémentaire gazeux en 2000 étaient 10 à 12 % plus faibles par rapport aux concentrations de 1990. De 2000 à 2005, les concentrations de mercure élémentaire gazeux ont plafonné ou ont légèrement augmenté. Pour toute la période de 15 ans, le taux moyen de diminution varie de -0,8 % par an⁻¹ dans l'Arctique et dans l'est de l'Arctique à -0,6 % par an⁻¹ dans l'ouest des régions canadiennes de latitude moyenne. D'après les émissions du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), les changements dans les émissions anthropiques de



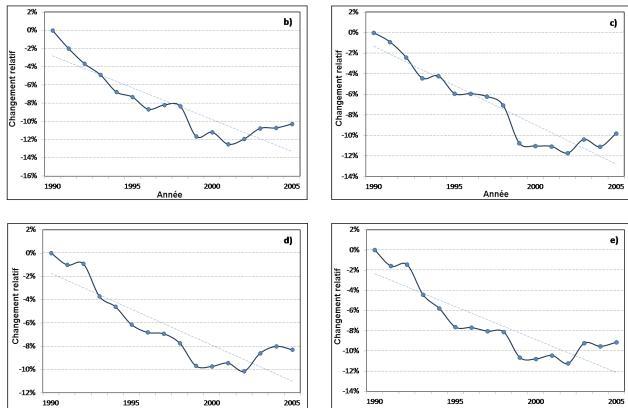


FIGURE 4.33 Changement temporel (%) par rapport à 1990 de la concentration moyenne de mercure élémentaire gazeux atmosphérique à la surface dans a) l'Arctique, b) l'ouest de la région subarctique, c) l'est de la région subarctique, d) l'ouest des régions de latitude moyenne et e) l'est des régions canadiennes de latitude moyenne. Les cinq régions combinées couvrent le Canada et certaines régions avoisinantes.

mercure de 1990 à 2005 étaient de +4,6 % par an⁻¹ dans l'Asie de l'Est, de -4,3 % par an-1 en Europe et de -2.6 % par an-1 en Amérique du Nord. Bien que les émissions de l'Asie de l'Est aient augmenté à un taux presque constant de 1990 à 2005, les diminutions des émissions européennes et nord-américaines étaient les plus fortes de 1990 à 2000 et de 1990 à 1995, respectivement. En 2005, les émissions de l'Asie de l'Est ont contribué à la majorité du mercure observé au Canada et cela pourrait se refléter dans la tendance des concentrations de mercure élémentaire gazeux. Des tendances de modèles contrôlées ont été utilisées pour distinguer les répercussions liées au changement des émissions par rapport au changement de météorologie sur les tendances du mercure élémentaire gazeux, de 1990 à 2005. On a constaté que la baisse des concentrations de mercure élémentaire gazeux dans l'Arctique s'expliquait autant par des changements de météorologie (-6 %) que par des changements d'émissions anthropiques (-6 %) entraînant une diminution générale de 12 % de 1990 à 2005. Une tendance à la baisse de la libération du mercure provenant des manteaux neigeux en raison de changements de la couverture et de la profondeur de neige s'avère être la principale cause de diminution des concentrations de mercure élémentaire gazeux dans l'Arctique liée à la météorologie.

La comparaison des tendances modélisées et mesurées de mercure élémentaire gazeux (ou de mercure gazeux total) est difficile étant donné que les inventaires d'émissions cohérents utilisés dans le modèle s'étendent de 1990 à 2005, alors que les mesures ont commencé au plus tôt en 1995 et sont disponibles jusqu'en 2011, à plusieurs sites. En 1995, lorsque les premières mesures automatisées commencent, les concentrations modélisées de mercure élémentaire gazeux sont déjà 6 à 8 % inférieures aux valeurs de 1990 et la tendance pendant le reste de la période (1995 à 2005) est moins négative, soit -0,2 à -0,6 % par an⁻¹ par rapport aux valeurs de 1995. Ces taux sont un peu moins négatifs que les tendances observées dans la plupart des sites (tableau 4.12). Cependant, la tendance à la baisse de concentrations de mercure élémentaire gazeux semble avoir accéléré dans la plupart des sites depuis 2005 (tableau 4.12) et ces dernières années ne sont pas simulées par le modèle, ce qui pourrait expliquer une grande partie de la différence.

La baisse observée des concentrations de mercure gazeux total au Canada contraste avec les estimations des émissions relatives aux 15 dernières années qui laissent supposer que les émissions anthropiques mondiales ont augmenté (Streets *et al.*, 2011). Si ces bilans d'émissions sont exacts, alors les émissions naturelles ont diminué ou les dépôts de mercure ont augmenté, soit à l'échelle mondiale, soit près de sources d'émissions. Les sections suivantes examinent les tendances à long terme du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total (qui contribuent aux flux de dépôts humides et secs) et les tendances des dépôts humides mesurés de mercure.

4.4.3.2 Tendances temporelles des espèces chimiques de mercure

Trois sites au Canada, Alert, Saint-Anicet et région des lacs expérimentaux, ont recueilli des données sur les espèces chimiques de mercure pendant plus de cinq ans, comme l'illustre la figure 4.34. Les concentrations moyennes quotidiennes de mercure gazeux réactif, de mercure particulaire total et de mercure élémentaire gazeux ont été utilisées pour calculer les tendances saisonnières dans ces sites au cours des mois où les données valides étaient suffisantes. Les résultats de ces calculs sont présentés lorsqu'une tendance positive indique une augmentation d'année en année de la concentration pour le mois en question et sont mis en évidence à la figure 4.35. Bien qu'une tendance générale n'ait pas été déclarée concernant ces données, en raison de certaines tendances mensuelles manquantes, quelques caractéristiques intéressantes des tendances saisonnières ont été observées relativement au mercure gazeux réactif, au mercure particulaire total et au mercure élémentaire gazeux, comme cela est mentionné ci-dessous.

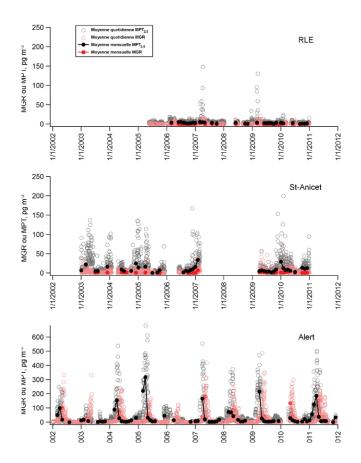


FIGURE 4.34 Concentrations de mercure gazeux réactif (MGR) et de mercure particulaire total (MPT) (pg m⁻³) dans les sites ayant plus de cinq années de surveillance.

Pour les données concernant Alert, qui révèlent des quantités significatives de mercure gazeux réactif de février à juillet, les concentrations les plus élevées, chaque année, ont été observées durant le mois de mai, avec une concentration médiane de 95 pg m⁻³. Les mesures à partir de mai et au cours des huit années de surveillance ont mis en évidence une augmentation du mercure gazeux réactif de 9 ± 5 pg m⁻³ par an⁻¹ ou presque 10 % par an. Les concentrations de mercure gazeux réactif en mars et juillet ont aussi augmenté d'environ 8 % par an, bien que les changements absolus aient été beaucoup moins importants qu'en mai, en raison de

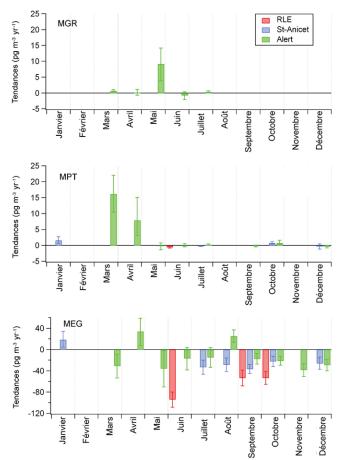


FIGURE 4.35 Tendances saisonnières du mercure gazeux réactif (MGR), du mercure particulaire total (MPT) et du mercure élémentaire gazeux (MEG) dans la région des lacs expérimentaux (région des lacs expérimentaux), à Saint-Anicet et à Alert (pg m³ par an¹). Une tendance positive indique une augmentation d'une année à l'autre des concentrations pour ce mois. Il convient de remarquer que l'échelle du mercure élémentaire gazeux change et qu'il s'agit de sites ayant plus de cinq années de mesures sur la spéciation.

concentrations de mercure gazeux réactif plus faibles. Aucune tendance significative n'a été constatée dans les données sur le mercure gazeux réactif des mois d'avril et de juin. Les tendances calculées concernant le mercure gazeux réactif pour les mois d'avril et de juin sont incluses à la figure 4.35, mais elles ne sont pas significativement différentes de zéro (c.-à-d. qu'il n'existe aucune tendance à un niveau de confiance de 95 %) comme l'illustrent les barres d'erreur qui franchissent la ligne zéro. Les mesures du mercure gazeux réactif dans la région des lacs expérimentaux et à Saint-Anicet étaient inférieures aux limites de détection pendant la majeure partie de l'année et les

tendances concernant ces sites ne sont donc pas rapportées. En général, les tendances saisonnières n'étaient pas calculées pendant les mois où plus de la moitié des mesures étaient inférieures aux limites de détection des instruments ou durant les mois qui n'avaient pas de mesures couvrant au moins 75 % des jours du mois en question pendant une période minimale de cinq ans.

En revanche, les mesures du mercure particulaire total sont généralement supérieures au mercure gazeux réactif à ces endroits et, par conséquent, quelques tendances mensuelles valides supplémentaires ont été rapportées dans l'analyse des tendances saisonnières. Les tendances étaient variables et, pour les sites de latitudes inférieures, on a constaté qu'elles étaient significatives, qu'elles soient positives (augmentation) ou négatives (diminution), en fonction du mois. Dans la région des lacs expérimentaux, le mercure particulaire total diminuait en juin, le seul mois ayant une couverture de données suffisante, tandis qu'à Saint-Anicet, le mercure particulaire total diminuait en juillet, augmentait en octobre et janvier et ne présentait pas de tendance significative en décembre. L'ampleur de ces tendances variait de 0,2 à 1,6 pg m⁻³ par an⁻¹ ou de 3 à 12 % par an⁻¹. À Alert, le mercure particulaire total affichait une augmentation significative pendant les mois où les concentrations étaient les plus élevées en général, à savoir en mars et avril. La tendance en mars était $16 \pm 6 \text{ pg m}^{-3} \text{ par an}^{-1} \text{ ou } 17 \text{ % par an}^{-1} \text{ et en avril,}$ elle était d'environ 8 pg m⁻³ par an⁻¹ ou de 9 % par an⁻¹, d'après les concentrations médianes de 93 et de 84 pg m⁻³, respectivement. Les tendances pendant les mois restants étaient aussi positives et non significatives. En ce qui concerne le mercure gazeux réactif, aucune tendance négative ou à la baisse du mercure particulaire total n'a été observée à Alert.

La tendance générale à la baisse du mercure gazeux réactif rapportées dans tout le pays apparaît aussi clairement dans les mesures du mercure élémentaire gazeux effectuées dans la région des lacs expérimentaux et durant la plupart des mois pour Saint-Anicet et Alert. Les deux derniers sites témoignent d'une plus grande variabilité de la tendance du mercure élémentaire gazeux par rapport à celle du mercure gazeux total dans les mêmes sites.

Cela est probablement dû à une période de mesure plus courte pour ces données sur la spéciation comparativement aux données sur le mercure gazeux total.

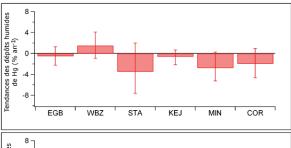
Les tendances printanières des espèces chimiques de mercure à Alert sont intéressantes en raison de leur lien avec la photochimie atmosphérique et les conditions océaniques à ce moment de l'année. Une augmentation du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total pendant la saison d'épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique pourrait indiquer une augmentation générale de la quantité d'oxydation du mercure élémentaire gazeux par les radicaux des halogènes. Cependant, les tendances du mercure élémentaire gazeux au cours de la même période ne diminuent pas de façon constante (le mercure élémentaire gazeux diminuait en mars et en mai, mais il augmentait en avril), comme on doit s'y attendre concernant une augmentation du taux d'oxydation. De plus, ces tendances sont encore incertaines sur le plan qualitatif en raison de la courte période et du fait que les mesures du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total sont encore définies du point de vue opérationnel.

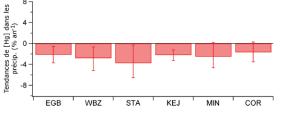
Une étude sur les tendances à long terme provenant de Resolute Bay (Territoires du Nord Ouest) était fondée sur les observations du mercure filtrable (échantillons manuels de mercure prélevés en faisant passer de l'air dans des filtres à particules qui rendent compte de la somme de mercure particulaire total et de mercure gazeux réactif combinés) de 1974 à 2000 (Li et al., 2009). Ces auteurs ont rapporté une diminution d'environ 3 % par an du mercure filtrable total en été et en automne, ce qui est similaire à la baisse mondiale d'émissions de mercure provenant d'activités anthropiques entre 1983 et 1995 et rend compte d'autres données atmosphériques (Slemr et al., 2003). Une variabilité considérable a été constatée dans les données durant les mois d'hiver et du début du printemps, ce qui semble indiquer une certaine influence des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique dans les échantillons. Ces données précèdent les mesures continues présentées ici et laissent supposer une variation possible des tendances au cours des dernières décennies.

4.4.3.3 Tendances temporelles du mercure dans les précipitations

Pour évaluer les changements des dépôts humides de mercure, les tendances ont été calculées pour connaître la concentration de mercure dans les précipitations (moyennes mensuelles pondérées en fonction du volume), la quantité totale mensuelle de précipitations et les dépôts humides mensuels qui en résultent⁵ Les données issues d'Egbert, de Saint-Anicet, de St. Andrews, de Kejimkujik, Mingan et de Cormak sont déclarées. Les lacunes dans les données provenant de Bratt's Lake et de Henry Kroeger ont limité le calcul des tendances au moyen de cette technique.

Les résultats sont présentés à la figure 4.36 et révèlent que ces tendances des dépôts humides de mercure dans tous les sites ne diffèrent pas fortement de zéro (limites de confiance de 95 %).





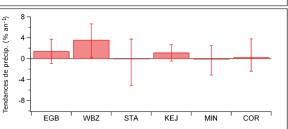


FIGURE 4.36 Tendances générales des dépôts humides, de la concentration de mercure et des précipitations totales (en % par an) dans six sites ayant plus de cinq années de mesures du mercure dans les précipitations. Les barres d'erreur représentent les limites de confiance de 95 %.

TABLEAU 4.13 Peut contenir des erreurs dans la base de données au cours du mois de mai (Niveau de confiance de 95 % entre parenthèses)

Site	Période	Tendance [Hg], ng l ⁻¹ par an ⁻¹	Tendance [Hg], % par an ⁻¹	Période (2009 ^{PG})	Tendance [Hg] (2009 ^{PG}), % par an ⁻¹
Egbert	2000 à 2010	-0,18 -0,31 à -0,05	-2,1 -3,7 à -0,6	2000 à 2005	ns
Saint-Anicet	1998 à 2007	-0,22 -0,41 à -0,05	-2,8 -5,2 à -0,6	1998 à 2005	-1,5
St. Andrews	1996 à 2003	-0,25 -0,43 à -0,02	-3,7 -6,5 à -0,3	1997 à 2003	-1,9 ^b
Kejimkujik	1996 à 2010	-0,12 -0,17 à -0,06	-2,2 -3,3 à -1,2	1997 à 2005	-2,0
Mingan	1998 à 2007	-0,13 -0,23 à +0,01 ^{ns}	-2,5 -4,6 à +0,2 ^{ns}	1998 à 2005	ns
Cormak	2000 à 2010	-0,07 -0,15 à +0,01 ^{ns}	-1,7 - <i>3,5 à +0,3</i> ^{ns}	2000 à 2005	-4,4

A = Les concentrations sont des moyennes pondérées en fonction du volume; b = Le mois de mai contient des erreurs dans l'ensemble de données; NS = Non significatif et PG : Prestbo et Gay (2009)

⁵ Une couverture d'au moins 75 % était nécessaire durant le mois afin de juger les valeurs mensuelles valides. Les échantillons hebdomadaires qui couvraient un changement dans le mois étaient partiellement attribués à chacun des deux mois, en pondérant l'échantillon dans chaque moyenne (ou somme) mensuelle en fonction du nombre de jours de cette semaine appartenant au mois en question.

Quatre sites signalent une diminution significative de la concentration de mercure dans les précipitations (Egbert, Saint-Anicet, St. Andrews et Kejimkujik). Mingan et Cormak ont enregistré des diminutions qui ne différaient pas fortement de zéro. Comme cela a été mentionné précédemment, le dépôt est une fonction de la concentration de mercure et de la quantité de précipitations, comme cela a été observé à Saint-Anicet où une diminution de la concentration de mercure et une augmentation de la quantité des précipitations ont entraîné un changement non significatif des dépôts humides de mercure. Comme cela a déjà été indiqué, une tendance est jugée « non significative » à un niveau de confiance de 95 % si les barres d'erreur comprennent zéro.

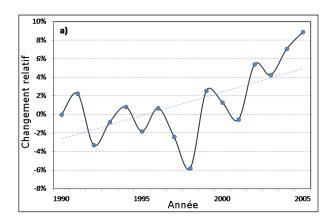
Les tendances temporelles générales des concentrations de mercure dans les précipitations sont déclarées pour six sites : Egbert, Saint-Anicet, St. Andrews, Kejimikujik, Mingan et Cormak. Les tendances sont présentées dans le tableau 4.13 avec les tendances précédemment signalées à l'aide des données provenant du tableau 4.13 du réseau Mercury Deposition Network (MDN) jusqu'en 2005 (Prestbo et Gay, 2009). La tendance à St. Andrews, signalée pour la période allant de 1996 à 2003, est légère mais à la baisse et elle doit être identique pour les deux analyses. Cependant, un manque d'uniformité a été constaté entre la concentration de 2002 déclarée dans Prestbo et Gay (2009) et la valeur dans la base de données actuelle du réseau MDN. Par conséquent, la valeur de la tendance est signalée. À Egbert, la tendance provenant de l'analyse actuelle a révélé une diminution importante de 2,1 % par an-1 qui diffère de l'absence de tendance signalée auparavant. À Cormak, la nouvelle tendance sur dix ans diminue à un taux plus faible, 1,7 % par an-1, que celui de la tendance précédente sur cinq ans, à savoir 4,4 % par an-1. Enfin, les tendances déclarées provenant de Saint-Anicet, Kejimkujik et Mingan n'ont pas considérablement changé avec l'ajout de données plus récentes. Pour ces six sites, des essais supplémentaires d'homogénéité spatiale, similaires aux essais d'homogénéité saisonnière, ont été effectués pour vérifier si une tendance générale existait dans tout l'est du Canada. Les résultats ont révélé que les tendances des dépôts humides, des concentrations de mercure et des quantités de

précipitations ne différaient pas fortement d'un site à l'autre. Néanmoins, les tendances du flux de dépôts humides et des quantités de précipitations concernant la totalité du groupe ne différaient pas fortement de zéro. Seule la concentration de mercure dans les précipitations affichait une tendance significative pour le groupe, avec une diminution générale estimée à -0.13 ± 0.04 ng L⁻¹ par an⁻¹ ou à -2.1 ± 0.6 % par an⁻¹.

Dans les deux sites à long terme dans l'ouest du Canada, Bratt's Lake et Henry Kroeger, les faibles niveaux de précipitations en hiver et les quelques points de données ont limité le rendement d'une analyse saisonnière des tendances de Kendall ou la détermination d'une tendance générale. Cependant, une analyse Mann-Kendall des tendances a été réalisée pendant toute la période et n'a pas révélé de tendance significative des dépôts humides ou des concentrations des précipitations du mercure dans l'un des sites.

Quatre des sites de collecte des précipitations à long terme mesurent également le mercure gazeux total (Egbert, Saint-Anicet, St. Andrews et Kejimkujik). Une comparaison des concentrations de mercure gazeux total dans l'air et des concentrations de mercure dans les précipitations révèle qu'elles ont toutes les deux fortement diminué dans les quatre sites. En comparant, d'un point de vue quantitatif, les tendances, la concentration de mercure gazeux total à Egbert, Saint-Anicet et St. Andrews concordait avec les tendances des concentrations dans les précipitations, dans la limite des incertitudes, bien qu'il s'agît de périodes de mesures identiques. À Kejimkujik, la diminution de la concentration de mercure dans les précipitations (-2,2 % par an-1) était significativement plus négative que la baisse de la concentration de mercure gazeux total (-1 % par an-1) pendant la même période. Des résultats similaires ont été signalés pour des comparaisons de tendances précédentes (Temme et al., 2007).

Comme avec les tendances des concentrations de mercure élémentaire gazeux ou de mercure gazeux total examinées à la section 4.4.3.1, le modèle GRAHM a été utilisé pour évaluer la réponse des dépôts secs, humides et nets de mercure dans cinq régions au Canada (l'Arctique, l'est et



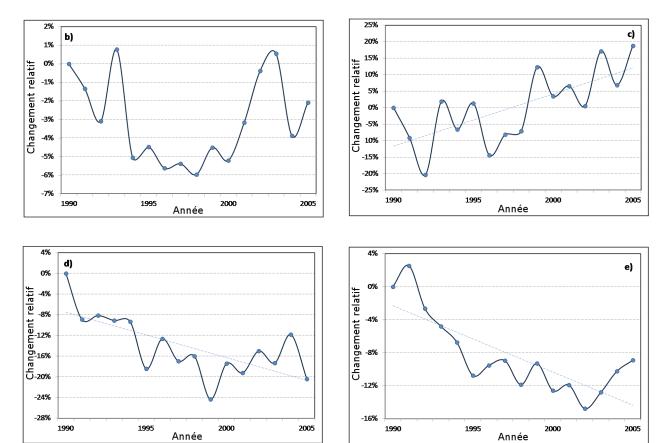


FIGURE 4.37 Changement temporel (%) par rapport à 1990 des dépôts nets moyens de mercure dans a) l'Arctique, b) l'ouest de la région subarctique, c) l'est de la région subarctique, d) l'ouest des régions de latitude moyenne et e) l'est des régions canadiennes de latitude moyenne. Les cinq régions combinées couvrent le Canada et certaines régions avoisinantes.

Année

l'ouest de la région subarctique et l'est et l'ouest des régions de latitude moyenne) aux émissions changeantes de 1990 à 2005. Le dépôt net est estimé comme la somme de dépôts secs et humides moins les réémissions saisonnières provenant de l'enneigement et de l'eau de fonte. Par conséquent, les tendances de ces trois composantes contribuent aux tendances de dépôts nets. Les dépôts humides et secs du modèle ont diminué pendant les années 1990 dans toutes les régions. Après 2000, les dépôts humides dans toutes les régions et les dépôts secs dans l'Arctique et la région subarctique ont augmenté jusqu'en 2005, tandis que les dépôts secs dans les régions de latitude moyenne ont continué à diminuer, mais à un taux plus faible. Les tendances des dépôts humides observées sont liées aux tendances de la quantité de précipitations. Les réémissions provenant de la neige et de l'eau de fonte qui réduisent la quantité de dépôts nets ont diminué dans toutes les régions et ce, à divers degrés, en raison de changements des guantités de neige et de ses caractéristiques qui, à leur tour, dépendent de la température et des vitesses du vent de surface. Les tendances régionales des dépôts nets obtenues sont présentées à la figure 4.37. En 2005, les dépôts nets avaient augmenté dans l'Arctique (moyenne de +0,5 % par an-1) et dans l'est de la région subarctique (+1,6 % par an-1) par rapport à 1990. Dans l'ouest de la région subarctique, la diminution des dépôts nets de 1990 à 1998 est comparable à l'augmentation subséquente. Par conséquent, il n'existe pas de tendance générale. Les dépôts à des latitudes moyennes ont diminué de 1990 à 2005 d'environ 0,8 à 0,9 % par an⁻¹ par rapport à 1990 où l'incidence des réductions des émissions nord-américaines est plus importante lorsque l'on se rapproche des sources.

À l'heure actuelle, il est difficile d'effectuer une comparaison des dépôts modélisés et mesurés. Comme avec les données sur le mercure élémentaire gazeux (ou le mercure gazeux total), le chevauchement dans le temps est relativement court. Cela est même plus problématique pour les dépôts que pour les concentrations de mercure élémentaire gazeux, la variabilité interannuelle étant plus grande. Les comparaisons entre les tendances modélisées et

mesurées des dépôts humides concernant des sites particuliers, où elles se chevauchent, sont examinées au chapitre 9. En général, dans les régions de latitude moyenne où une surveillance à long terme des dépôts humides a été effectuée, le modèle ne présente pas beaucoup de changements après 1995 (figure 4.37). Cela correspond aux tendances négligeables observées dans les sites énumérés ci-dessus pendant différentes périodes, entre 1996 et 2010.

Les tendances des dépôts humides présentées ici pour le Canada ainsi que celles relatives aux États-Unis (Prestbo et Gay, 2009) ne révèlent pas une forte augmentation des dépôts humides de mercure dans l'est des régions nord-américaines de latitude moyenne. Par conséquent, les diminutions observées des concentrations de mercure gazeux total dans ces sites canadiens ne peuvent pas s'expliquer par des dépôts humides accrus dans cette région. Les dépôts accrus dans d'autres régions, tels qu'ils ont été prédits par le modèle pour les régions du nord, pourraient compenser l'augmentation des émissions anthropiques mondiales. De plus, l'augmentation de la tendance du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total dans l'Extrême-Arctique pourrait contribuer à expliquer l'augmentation des résultats des dépôts modélisés. Une surveillance accrue des dépôts humides dans les régions du nord est nécessaire pour fournir des contraintes concernant le modèle et effectuer le suivi de la réaction de l'Arctique et de la région subarctique aux changements liés aux émissions et au climat. Par ailleurs, des diminutions significatives des émissions naturelles (Slemr et al., 2011; Soerensen et al., 2012) ou des réémissions du mercure déposé récemment pourraient aussi entraîner une tendance à la baisse des concentrations atmosphériques. Les résultats de la modélisation révèlent que les conditions de neige changeantes, vraisemblablement dues à un changement climatique, ont fait diminuer les concentrations de mercure élémentaire gazeux dans l'Arctique. Ces résultats appuient l'avis selon lequel que les émissions naturelles ou réémissions pourraient changer au cours des dernières années.

Étude de cas 7 : Tendances du mercure gazeux total dans l'Arctique par rapport à des latitudes inférieures

L'Arctique canadien est une région présentant un intérêt particulier, d'une part, en raison de la chimie atmosphérique unique qui a lieu au printemps (épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique) (section 4.2.3) et d'autre part, en raison des antécédents de concentrations élevées de mercure chez les peuples et dans la faune arctiques (AMAP. 2005, 2011a, b). Alors que les émissions anthropiques mondiales de mercure continuent à changer et que l'Arctique subit des changements environnementaux considérables, tels que le rétrécissement de la glace de mer permanente, l'évaluation de changements à long terme de la concentration de mercure dans l'atmosphère arctique est une information indispensable pour comprendre parfaitement les répercussions sur cet environnement fragile.

Les tendances à long terme du mercure dans l'atmosphère dans le nord du Canada provenant d'Alert (Extrême-Arctique) et de Kuujjuarapik (région subarctique) ont été comparées à celles observées à des latitudes moyennes provenant d'Egbert, de Saint-Anicet et de Kejimikujik (Cole *et al.*, 2013). L'analyse saisonnière de Kendall et une estimation de la pente Sen ont été appliquées aux données de 2000 à 2009 inclusivement. Cette période a été choisie en se fondant sur les données qui se chevauchent pendant une période de dix et elle a été déterminée par la longueur de l'ensemble de données la plus courte, Kuujjuarapik. Ce chevauchement des données provenant des cinq sites permet une comparaison directe des tendances.

Les tendances saisonnières (mensuelles) obtenues qui sont fondées sur des concentrations moyennes quotidiennes sont présentées à la figure 4.38. Les tendances générales fondées sur tout l'ensemble de données et signalées en pourcentage, sont révélées dans l'encadré, à la figure 4.38 et étaient les suivantes : Alert - 0,9 (de -1,4 à 0) % par an $^{-1}$, Kuujjuarapik (-2,0 \pm 1,0) % par an $^{-1}$, Egbert (-2,2 \pm 0,5) % par an $^{-1}$, Saint-Anicet (-1,9 \pm 0,1) % par an $^{-1}$

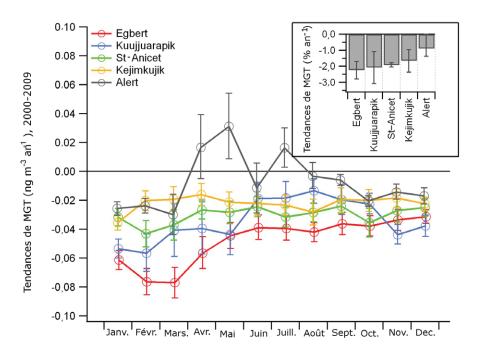


FIGURE 4.38 Tendances du mercure gazeux total (MGT) entre 2000 et 2009 dans tous les sites avec des données recueillies au cours de cette décennie (ng m⁻³ par an⁻¹). Les tendances annuelles générales (en pourcentage par an; encadré) sont des valeurs médianes provenant des tendances calculées pour chaque mois. Les barres d'erreur représentent les limites de confiance de 95 %.

et Kejimikujik (-1,6 \pm 0,7 %) par an⁻¹. À Saint-Anicet, les tendances saisonnières concordaient bien et une tendance générale a donc pu être déterminée avec une meilleure précision que dans les quatre autres sites (comme l'indiquent les barres d'erreur). Il est évident que la tendance générale à Alert est moins négative que les tendances à Egbert et Saint-Anicet, mais elle ne diffère pas fortement des tendances observées à Kuujjuarapik et Kejimkujik. Les tendances dans les sites autres qu'Alert concordaient bien avec la diminution déclarée de la concentration de fond du mercure gazeux total à Mace Head (Irlande) de (-1,8 \pm 0,1) % par an⁻¹ au cours de la période 1996 à 2009 (Ebinghaus et al., 2011), bien que la période utilisée pour Mace Head ait été plus longue. Le mercure gazeux total dans l'hémisphère Sud a diminué à un taux plus rapide d'environ -2,7 % par an-1 de 1996 à 2009, d'après les données provenant des mesures et de la surveillance réalisées à bord de navires à Cape Point (Afrique du Sud) (Slemr et al., 2011).

Les mesures à Egbert, Saint-Anicet, Kejimkujik et Alert ont commencé à être prises en 1995 ou 1996. Les tendances dans ces sites, qui ont été calculées au cours de toute la période de mesure, étaient moins négatives que lorsque l'analyse se limitait aux données de 2000 à 2009, bien que les différences aient été significatives avec une limite de confiance de 95 % uniquement à Egbert et Saint-Anicet (tableau 4.12). En d'autres termes, les concentrations de mercure gazeux total semblent avoir diminué à un taux plus rapide après 2000.

Les tendances saisonnières du mercure gazeux total à Alert varient davantage d'un mois à l'autre, par rapport aux sites de latitudes inférieures, comme le montre la figure 4.38. À Alert, les tendances observées entre octobre et mars ne diffèrent pas fortement des autres sites. En revanche, les tendances à Alert, en avril, mai et juillet, sont considérablement plus élevées que dans d'autres sites et sont les seules tendances à la hausse (positives) observées dans ces ensembles de données. La saisonnalité des tendances est observée à Kuujjuarapik où la diminution interannuelle des concentrations de mercure gazeux total, en utilisant les données de novembre à mai. était plus rapide que la celle constatée lorsque l'on utilisait les données de juin à octobre. De plus, les concentrations de mercure gazeux total à Egbert en février et mars ont diminué le plus rapidement par

rapport aux autres mois. Cependant, les tendances à la hausse à Alert durant certains mois et la baisse plus progressive des concentrations de mercure gazeux total en général laissent supposer que le mercure dans l'air arctique pourrait subir différents changements à long terme par rapport au mercure dans l'air présent dans d'autres régions. Cela n'est pas totalement inattendu, étant donné que le mercure subit des processus atmosphériques uniques durant cette période et que l'Arctique fait l'objet d'importants changements climatiques. En effet, une augmentation printanière du mercure gazeux total à Alert a été auparavant attribuée à des changements du moment de survenue de la chimie d'épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique (Cole et Steffen, 2010). Cependant, Kuujjuarapik a également fait l'objet de la chimie d'épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique, sans toutefois avoir connu la même hausse printanière du mercure gazeux total. À Alert, le mois de juillet ne fait pas partie de la saison des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique. Par conséquent, cette chimie pourrait à elle seule expliquer la tendance à la hausse signalée. Par exemple, on croit que le déversement de mercure par les rivières dans l'océan Arctique pourrait être à l'origine des concentrations estivales élevées de mercure atmosphérique (Fisher et al., 2012). L'influence d'autres facteurs, tels que les changements du flux océanique (à la hausse ou à la baisse) à mesure que la couverture de glace change ou différentes régions sources pour le mercure gazeux total dans l'Arctique, par rapport à d'autres endroits, doivent aussi être abordées. Enfin, nous remarquons que la grande variabilité des concentrations de mercure gazeux total dans l'Arctique, en particulier au printemps et en été, signifie que des durées de surveillance plus longues pourraient être nécessaires afin de se fier aux tendances à long terme.

Étude de cas 8 : Flin Flon – Répercussions des réductions de sources ponctuelles

La fonderie de métaux communs de la société Hudson Bay Mining and Smelting (HBMS) à Flin Flon (Manitoba) était l'une des plus grandes sources d'émissions atmosphériques de mercure au Canada ainsi qu'une source importante d'émissions de SO₂. Le 11 juin 2010, la fonderie a fermé, ce qui a donné lieu à une diminution remarquable des émissions de mercure provenant de la centrale. Avant cette fermeture, les émissions de mercure au cours de la dernière décennie étaient en moyenne de 1,093 ± 261 kg par an⁻¹, tandis qu'après la fermeture de la fonderie, la société a déclaré zéro kg par an⁻¹ rejeté (figure 4.39). Bien que la fonderie soit à présent fermée, le site est encore utilisé pour préconcentrer le minerai provenant des mines de la région de Flin Flon et contient un vaste dépôt de résidus miniers.

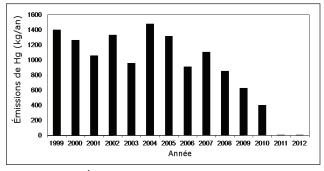


FIGURE 4.39 Émissions déclarées de mercure à l'Inventaire national des rejets de polluants de la fonderie de métaux communs de la société Hudson Bay Mining and Smelting (HBMS) à Flin Flon (Manitoba).

Environnement Canada a exploité plusieurs stations de surveillance du mercure atmosphérique près de la fonderie et a mené des études sur le terrain relatives aux flux de mercure de surface (se reporter au chapitre 8). Les mesures du mercure gazeux total dans l'atmosphère ont commencé en juillet 2008 et sont en cours. Cependant, seules les données jusqu'en juillet 2011 sont incluses dans cette étude de cas. Les mesures sur la spéciation du mercure atmosphérique ont été prises de juillet 2010 à juillet 2011 (après la fermeture de la fonderie seulement) et les précipitations ont été mesurées de septembre 2009 à janvier 2011. Les mesures du mercure gazeux total, des précipitations et du SO₂ ont été effectuées à 0,5 km sud sud-est de la cheminée de 251m de la fonderie Hudson Bay Mining and Smelting, tandis-que les mesures sur la spéciation ont été prises à 1,9 km sud sud-ouest de la cheminée.

Les concentrations de mercure gazeux total $(4,1\pm3,6~ng~m^{-3})$, toutes les valeurs étant déclarées comme moyenne horaire \pm écart-type) mesurées avant la fermeture de la fonderie étaient environ trois fois plus élevées que dans d'autres stations de surveillance au Canada (section 4.3.3) et reflètent clairement

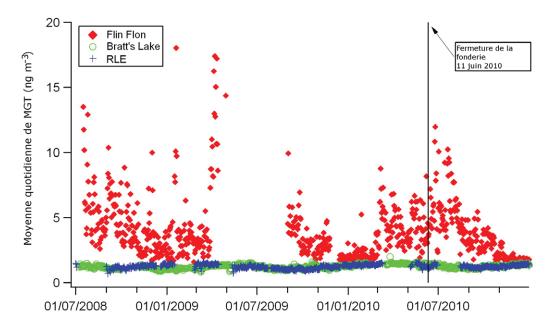


FIGURE 4.40 Concentrations de mercure gazeux total (MGT) mesurées avant et après la fermeture de la fonderie de Hudson Bay Mining and Smelting (ng m⁻³⁾. À des fins de comparaison, les données sur les concentrations de mercure gazeux total provenant des deux stations de surveillance situées dans des régions rurales ou éloignées, notamment la région des lacs expérimentaux (Ontario) et Bratt's Lake (Saskatchewan), sont également présentées.

l'influence de l'apport local dans l'air. Cela est étayé par une analyse en composantes principales (ACP) révélant une corrélation avec les concentrations de SO₂ pendant la période d'exploitation de la fonderie (Eckley et al., 2013). Le tableau 4.6 montre la gamme de concentrations de mercure gazeux total mesurées au Canada. Le tableau 4.14 présente les concentrations moyennes saisonnières de mercure gazeux total à Flin Flon et la figure 4.40 compare les mesures de mercure gazeux total à Flin Flon avec les stations de surveillance les plus proches, la région des lacs expérimentaux et Bratt's Lake. Après la fermeture de la fonderie, les concentrations de mercure gazeux total ont diminué de 20 % (3,3±2,4 ng m⁻³), mais sont demeurées à peu près deux fois plus élevées par rapport à tous les autres sites de surveillance au Canada. Les concentrations de mercure gazeux total. avant et après la fermeture de la fonderie, étaient variables avec des pics de concentrations fréquents (figure 4.40). Par exemple, les 5 % de mesures les plus élevées avant et après la fermeture sont passées de plus de 10 ng m⁻³ (maximum de 61 ng m⁻³) à plus de 7 ng m⁻³ (maximum de 39 ng m⁻³), respectivement. Ces mesures sont ainsi 10 à 20 fois supérieures aux valeurs maximales observées dans les emplacements éloignés (Temme et al., 2007).

TABLEAU 4.14 Concentrations moyennes saisonnières déclarées de mercure provenant de Flin Flon (Manitoba)

,	*		
Espèce de mercure	Statut de la fonderie	Saison	Concentration
Mercure gazeux total	Avant la fermeture	Hiver	3,18
		Printemps	5,32
		Été	5,62
		Automne	3,47
Mercure gazeux total	Après la fermeture	Hiver	1,77
		Printemps	3,77
		Été	5,09
		Automne	2,40
Mercure gazeux réactif	Après la fermeture	Hiver	1,00
		Printemps	4,90
		Été	5,80
		Automne	2,30
Mercure particulaire total	Après la fermeture	Hiver	4,80
		Printemps	14,6
		Été	17,3
		Automne	5,80

Mercure gazeux total – ng m $^{\text{-}3},$ mercure gazeux réactif et mercure particulaire total – pg m $^{\text{-}3}$

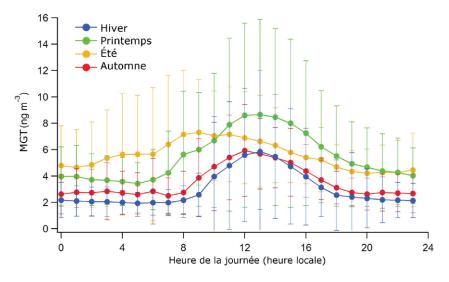


FIGURE 4.41 Tendances journalières et saisonnières des données sur la concentration de mercure gazeux total (MGT) mesurées pendant une année avant la fermeture de la fonderie de Hudson Bay Mining and Smelting.

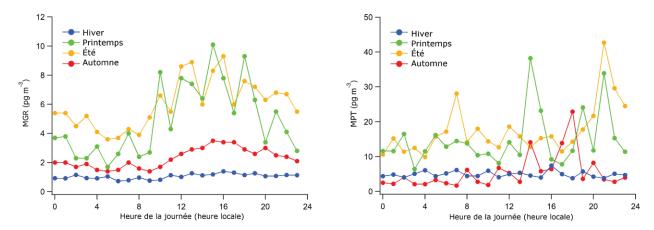


FIGURE 4.42 Mesures des concentrations journalières de mercure gazeux réactif (MGR) (partie supérieure) et de mercure particulaire total (MPT) (partie inférieure) pour chaque saison, à Flin Flon (région du Manitoba), après la fermeture de la fonderie (pg m⁻³).

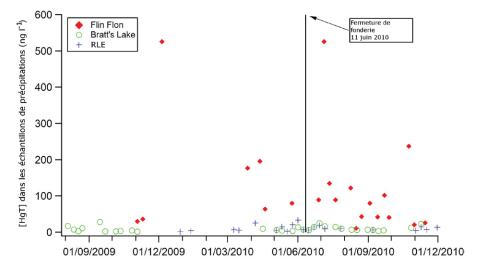


FIGURE 4.43 Concentration de mercure total dans les précipitations mesurées à Flin Flon (Manitoba) avant (gauche) et après (droite) la fermeture de la fonderie (ng L-1). À des fins de comparaison, les concentrations de mercure total dans les précipitations présentées proviennent des emplacements ruraux de référence, de la région des lacs expérimentaux (RLE) (Ontario) et de Bratt's Lake (Saskatchewan).

Les données sur le mercure gazeux total avant la fermeture de la fonderie ont révélé des schémas journaliers et saisonniers, avec des concentrations plus élevées pendant la journée par rapport à la nuit et des concentrations supérieures durant l'été, par rapport à l'hiver (figure 4.41). Des schémas similaires ont également été observés après la fermeture de la fonderie et, parce que la fonderie fonctionnait 24 heures par jour, les schémas journaliers et saisonniers des données laissent croire à l'influence des émissions de surface de mercure gazeux total. Plusieurs études sur les émissions de

mercure ont indiqué que les émissions de surface de mercure gazeux total augmentaient avec les niveaux de rayonnement solaire, la température du sol et de l'air et l'humidité du sol (Carpi et Lindberg, 1997; Coolbaugh *et al.*, 2002; Eckley *et al.*, 2011). L'influence de ces variables est reflétée dans la courbe diurne étroite durant l'hiver avec des journées plus courtes (de 8 h à 18 h) et dans la courbe plus large pendant l'été qui illustre des heures du jour plus longues (de 4 h à 22 h). Les valeurs plus élevées de mercure gazeux total à la mi-journée au printemps reflètent probablement l'influence de l'humidité

accrue du sol pendant la fonte des neiges sur les émissions de surface accrues. Bien que le mercure gazeux total du printemps présente la plus grande amplitude, les concentrations moyennes printanières de mercure gazeux total n'étaient pas très différentes de celles relevées en été (tableau 4.14). Les flux de surface de mercure gazeux total pourraient émaner de sols enrichis en mercure provenant de dépôts contemporains ou historiques ou de dépôts de résidus miniers de Hudson Bay Mining and Smelting (Eckley *et al.*, 2011).

Les mesures sur la spéciation de mercure atmosphérique à Flin Flon n'ont été effectuées qu'après la fermeture de la fonderie. Les concentrations de mercure gazeux réactif étaient plus élevées que les valeurs mesurées dans la zone vierge ou la région des lacs expérimentaux éloignée, mais elles étaient plus faibles que les mesures effectuées dans d'autres sites autour du Canada (se reporter aux tableaux 4.7 et 4.14). Les concentrations de mercure particulaire total étaient aussi plus élevées que les valeurs de la région des lacs expérimentaux ainsi que d'autres sites éloignés au Canada, mais elles étaient similaires à celles influencées par les zones urbaines ou industrielles, comme Saint-Anicet.

Le mercure gazeux réactif a présenté un schéma journalier avec une concentration plus élevée pendant la journée que durant la nuit. Le mercure particulaire total n'a pas présenté de schéma journalier (figure 4.42). Les données sur le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total présentaient des cycles saisonniers avec des concentrations estivales élevées et des concentrations hivernales faibles. Les concentrations hivernales de mercure gazeux total et de mercure particulaire total mesurées à Flin Flon étaient bien plus faibles que les valeurs mesurées dans la région des lacs expérimentaux (mercure gazeux réactif = 1.6 ± 2.1 pg m⁻³; mercure particulaire total = 7.1 ± 13.5 pg m⁻³). Les schémas journaliers et saisonniers semblent indiquer que le mercure gazeux réactif provenait de processus naturels, ce qui est également appuyé par l'absence de relation entre les concentrations de mercure gazeux réactif et de SO_a (régression p = 0.13, n = 1 567). Il est probable qu'une partie du mercure gazeux réactif émanait du mercure élémentaire

gazeux rejeté à partir du sol contaminé ou de résidus, pendant des conditions sans neige, qui était ensuite converti en mercure gazeux réactif dans l'atmosphère par des composés photochimiques (Engle *et al.*, 2008; Weiss-Penzias *et al.*, 2009; Engle *et al.*, 2010). Les concentrations estivales élevées de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total pourraient avoir augmenté en raison d'incendies de forêt durant l'été (Wang *et al.*, 2010) qui étaient particulièrement importants pendant l'été 2010, lorsque les mesures ont été effectuées (> 50 000 ha brûlés à environ 40 km de Flin Flon).

Les mesures des précipitations ont été prises de septembre 2009 à novembre 2010 (sauf de la midécembre à la mi-mars). Avant la fermeture de la fonderie, la concentration movenne pondérée en fonction du volume des précipitations de mercure était de 152 ng L-1 (fourchette : 30 à 676 ng L-1) et après la fermeture, elle était de 72,5 ng L-1 (fourchette : 11 à 526 ng L⁻¹). La figure 4.43 révèle les résultats de ces mesures et les compare au mercure dans les précipitations de la région des lacs expérimentaux et de Bratt's Lake. Une comparaison significative des concentrations avant et après la fermeture n'est pas possible en raison de différences liées à la taille des échantillons et des saisons pendant lesquelles les données ont été recueillies (c.-à-d. la période précédant la fermeture était l'automne et le printemps; la période suivant la fermeture était l'été et l'automne). Cependant, il est évident que les plages de concentration avant et après la fermeture demeurent élevées par rapport aux sites de référence, tels que la région des lacs expérimentaux et Bratt's Lake (tableau 4.7).

Une partie du mercure rejeté de l'installation de Hudson Bay Mining and Smelting s'est déposée à l'échelle locale, ce qui a entraîné des concentrations élevées dans le milieu environnant (McEachern et Phillips, 1983; Henderson et McMartin, 1995; Henderson et al., 1998; McMartin et al., 1999; Outridge et al., 2011). La revolatilisation de ce mercure dans l'atmosphère après la fermeture de la fonderie pourrait contribuer au maintien d'une concentration élevée de mercure dans l'air et les précipitations. Une étude concernant les flux de mercure surface-air à Flin Flon est incluse dans le chapitre 8.

4.5 TECHNIQUES DE MESURE DU MERCURE ATMOSPHÉRIQUE

Certains des progrès les plus importants réalisés dans les recherches sur le mercure atmosphérique au cours de la dernière décennie étaient la large disponibilité des instruments de mesure atmosphérique, les recherches sur la cinétique de réaction et les techniques de quantification concernant la signature isotopique du mercure (Lindberg et al., 2007). Bien que certaines limites liées à un grand nombre de ces techniques subsistent (Gustin et Jaffe, 2010), les progrès ont permis de créer des réseaux de mesures à grande échelle (Kellerhals et al., 2003: Lindberg et al., 2007: Temme et al., 2007; Keeler et al., 2009; Prestbo et Gay, 2009) qui représentent une partie importante des recherches entreprises sur le mercure dans l'atmosphère au cours des 15 dernières années.

Des chercheurs canadiens (avec des partenaires internationaux) ont joué un rôle clé dans l'élaboration de méthodes et de techniques destinées à mesurer, à analyser et à traiter les données sur le mercure atmosphérique qui sont actuellement utilisées partout dans le monde. L'innovation et la technologie canadiennes ayant joué ce rôle clé, nous incorporons cette section au chapitre relatif aux instruments atmosphériques pour la présente évaluation. Le fabricant d'instruments Tekran® était une entreprise canadienne qui a élaboré, à partir de recherches lancées au ministère de l'Environnement de l'Ontario et à Environnement Canada, la plupart des instruments atmosphériques sont décrits ci-dessous et ont été utilisés dans la collecte de données abordée dans le présent chapitre. Bien que l'entreprise, maintenant nommée Tekran® Instruments Corporation, ne soit plus canadienne, toute la fabrication, toutes les recherches et toute l'élaboration des technologies restent au Canada et demeurent la fierté du milieu scientifique canadien. Les méthodes utilisées pour mesurer et analyser le mercure gazeux total, le mercure élémentaire gazeux, le mercure gazeux réactif, le mercure particulaire total et les dépôts humides sont décrites dans l'étude suivante.

4.5.1 Mesures du mercure atmosphérique

Les mesures du mercure gazeux total dans les réseaux canadiens de mesure du mercure atmosphérique (CAMNet) et d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) sont effectuées à l'aide de l'analyseur automatisé de vapeur de mercure Tekran® modèle 2537 (Poissant, 1997; Temme et al., 2007; Steffen et al., 2008). L'air est échantillonné à des débits variant entre 1 et 1,5 L min⁻¹ et passe à travers un filtre de téflon (diamètre de 47 mm; 0.45 µm) par la conduite de prélèvement des échantillons pour éliminer les matières particulaires. Dans l'analyseur, le mercure dans l'air échantillonné est préconcentré par amalgamation sur des cartouches en or (durées de préconcentration de 5 à 30 minutes). Le mercure est retiré des cartouches en or par désorption thermique et est détecté par spectrométrie de fluorescence atomique à vapeur froide. L'analyseur a deux cartouches en or qui permettent l'échantillonnage de rechange et l'analyse de se produire simultanément, entraînant la mesure continue du mercure dans le flux d'air. Les instruments sont étalonnés quotidiennement à l'aide d'une source de mercure interne et vérifiés durant les vérifications de routine des sites par injections manuelles de mercure à partir d'une source externe. Les données sont soumises à un contrôle de qualité à l'aide du Système de gestion et de contrôle de la qualité des données de recherche (RDMQ) d'Environnement Canada (Steffen et al., 2012). Des études limitées laissent entendre que les mesures du mercure gazeux total comprennent du mercure élémentaire gazeux et du mercure gazeux réactif (Temme et al., 2003; Slemr et al., 2009); toutefois, il est possible que, dans certaines conditions environnementales et configurations de conduite de prélèvement des échantillons, du mercure gazeux réactif soit éliminé.

Les mesures d'espèces chimiques de mercure (notamment le mercure élémentaire gazeux, le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total) dans les réseaux de surveillance du Canada sont effectuées à l'aide d'unités de spéciation du mercure Tekran® 1130, 1135 et 2537 et sont décrites en détail à un autre endroit (Landis *et al.*, 2002; Steffen *et al.*, 2008). En bref, l'air est aspiré dans l'analyseur par un élutriateur et un impacteur recouverts de Téflon®

concus pour éliminer les particules supérieures à 2,5 µm à des débits de 10,0 L L min-1 (la limite de la taille des particules varie en fonction du débit). L'air échantillonné passe au-dessus d'un décomposeur de quartz recouvert de chlorure de potassium pour piéger le mercure gazeux réactif dans l'unité 1130, puis il passe au-dessus d'un filtre à particules de quartz afin de piéger le mercure particulaire total dans l'unité 1135. Le mercure élémentaire gazeux passe à travers les unités 1130 et 1135 et est acheminé dans l'analyseur 2537 (à un débit de 1 L min⁻¹) aux fins d'analyse. À cause de leur très faible concentration, le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total s'accumulent à un débit élevé pendant une heure à trois heures, tandis que le mercure élémentaire gazeux est recueilli toutes les cinq minutes. Le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total sont par la suite désorbés thermiquement et pyrolysés pour produire du mercure élémentaire gazeux, puis analysés par l'unité 2537 qui ne permet pas des mesures continues. Les déterminations exactes des fractions de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total ne sont pas encore connues et, par conséquent, elles sont définies du point de vue opérationnel. Par conséquent, à la place de normes pour le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total, des procédures rigoureuses pendant et après le prélèvement ou l'analyse des échantillons ont été mises en place pour s'assurer que les méthodes standard sont utilisées à tous les endroits du site (Steffen et al., 2012).

Les seuils de détection analytiques de l'analyseur

Tekran® 2537 (< 0,1 ng m⁻³, d'après le fabricant ou 0.75 pg de mercure recueilli selon un volume d'échantillon de 7,5 L) sont plus d'une fois inférieurs aux concentrations de mercure gazeux total et de mercure élémentaire gazeux dans l'air ambiant (habituellement > 1 ng m⁻³). En ce qui concerne les données sur le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total recueillies avec le système Tekran® 2537, 1130, 1135, les seuils de détection sont déterminés d'après un ensemble de données annuel de l'analyseur et sont fondés sur une valeur correspondant à trois fois l'écart-type des deux échantillons à blanc ayant subi un cycle de refroidissement (échantillons sans air) après une désorption. Cependant, dans des conditions d'exploitation idéales, les échantillons à blanc avant subi un cycle de refroidissement peuvent être déclarés comme avant une valeur de zéro et entraînent des calculs excessivement bas du seuil de détection. Les espèces de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total étant analysées à l'aide d'un analyseur Tekran® 2537, les seuils de détection de ces espèces ne peuvent pas être inférieurs à 0,4-1,2 pg m⁻³ dans un volume d'échantillon de 600 à 1 800 L afin de recueillir 0,75 pg du mercure total. Cependant, les seuils de détection peuvent souvent être supérieurs (p. ex. environ 2 pg m⁻³) en fonction du bruit (échantillons à blanc n'ayant pas une valeur nulle) du système. Les études concernant la détermination des seuils de détection de l'instrument sont en cours. En ce qui concerne les mesures individuelles du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total, le processus du système de gestion et de contrôle de la qualité des données de recherche valide ou invalide les mesures en tenant compte de l'ampleur des concentrations d'espèces par rapport aux valeurs vides pour chaque désorption.

Les dénudeur recouverts de chlorure de potassium dans le système de spéciation Tekran® sont largement utilisés pour les mesures du mercure gazeux réactif depuis plus d'une décennie. Cependant, des recherches récentes ont révélé qu'en présence de concentrations d'ozone pertinentes du point de vue de l'environnement, les décomposeurs peuvent libérer d'importantes quantités de mercure gazeux réactif sous forme de Hg⁰ (Lyman *et al.*, 2010). Cela peut entraîner une sous-déclaration des concentrations de

mercure gazeux réactif, l'étendue du biais dépendant des concentrations d'ozone dans l'air ambiant. Bien que le système de spéciation Tekran® qui utilise des dénudeur recouverts de chlorure de potassium demeure la méthode la plus largement utilisée pour les mesures du mercure gazeux réactif, ces résultats soulignent la nécessité d'autres mises à l'essai de la méthode et d'autres mises au point ainsi que de l'élaboration de méthodes d'étalonnage sur le terrain pour le système.

Les échantillons des précipitations au Canada sont, pour la plupart, recueillis et détectés à l'aide d'un échantillonneur de dépôts atmosphériques N-CON approuvé par le réseau MDN (modèle no 00-125-2) (Vermette et al., 1995). Cet échantillonneur est ouvert à l'atmosphère uniquement pendant des événements de précipitations, afin que le capteur optique de précipitations découvre ou recouvre le contenant d'échantillon. Le système ou la ligne d'échantillonnage sont composés d'un entonnoir en verre borosilicaté relié à un tube capillaire de grand diamètre (3 mm) et nettoyé à l'aide d'acides qui utilise un raccord en verre rodé. L'autre extrémité du tube capillaire est élargie pour former une sphère dotée d'un petit orifice permettant à l'eau de s'écouler dans une bouteille en verre borosilicaté de deux litres qui est préremplie d'acide chlorhydrique dilué (Prestbo et Gay, 2009). L'entonnoir et le tube capillaire sont utilisés afin de réduire l'exposition de l'échantillon au milieu ambiant ouvert et de limiter la perte de mercure dissous dans l'échantillon de précipitations. L'acide préserve l'échantillon en empêchant toute activité microbienne et maintient le Hg2+ dans une solution, ce qui permet d'éviter une volatilisation. Le boîtier du système de prélèvement des échantillons est isolé et la température est contrôlée pendant l'hiver avec un petit appareil de chauffage autonome. La chaleur réchauffe l'entonnoir de prélèvement et fait fondre la neige et la glace. Pendant les périodes chaudes, un ventilateur aspire de l'air filtré pour modérer les températures à l'intérieur. Les opérateurs sur le terrain recueillent les échantillons une fois par semaine à l'aide de techniques propres et remplacent la ligne d'échantillonnage complète par du nouveau matériel qui a fait l'objet d'un nettoyage rigoureux. Toute l'analyse des échantillons et tout le nettoyage de la verrerie sont effectués par le laboratoire d'analyse du

mercure de Frontier Global Sciences. La quantité des précipitations chaque semaine est enregistrée afin de déterminer les dépôts à l'aide d'un pluviomètre de précision (NOAH IV, ETI Instrument Systems, Inc).

Les échantillons des précipitations au laboratoire sont analysés à l'aide de la méthode 1631 de l'Envrionmental Protection Agency. Une solution de chlorure de brome (BrCl) dans l'acide chlorhydrique (HCI) est ajoutée à la bouteille de prélèvement pour oxyder toutes les formes de mercure bivalent (Hg²⁺). Du chlorure stanneux (SnCl₂) est ajouté afin de réduire le Hg⁺² en Hg⁰ et l'échantillon est vidangé avec de l'azote ultra pur sur des pièges à silice recouverts d'or. Une technique de double amalgamation (faisant intervenir deux pièges d'or) est utilisée pour concentrer et focaliser le mercure. Le mercure est extrait des pièges d'or par désorption thermique, il est analysé à l'aide de la spectroscopie de fluorescence à vapeur froide et quantifié par la hauteur du pic. Des blancs de terrain, des blancs de système et des blancs de laboratoire sont régulièrement analysés, dans le cadre de procédures d'assurance de la qualité. Le laboratoire évalue chaque semaine les matériaux de référence étalons et la récupération des ajouts. Les concentrations de mercure des échantillons sont soumises à une correction de blanc et la méthode du seuil de détection est d'environ 0,1 ng L-1, d'après trois écarts-types des blancs de laboratoire. Toutes les données sont examinées et validées par le laboratoire d'analyse du mercure. Les mesures des précipitations de mercure total comprennent les formes inorganiques et organiques du mercure ainsi que les fractions dissoutes et particulaires. Dans certains sites sélectionnés, le méthylmercure est également mesuré séparément dans les échantillons des précipitations. Les échantillons de méthylmercure contiennent une fraction dissoute et une fraction particulaire et ils sont analysés dans le même laboratoire que les échantillons de mercure total. Les échantillons de méthylmercure sont analysés en suivant la méthode 1630 de l'Envrionmental Protection Agency et ils ont un seuil de détection en laboratoire de 0.002 ng L^{-1} .

4.5.2 Techniques de mesure de rechange de spéciation de mercure atmosphérique

Les techniques analytiques actuelles concernant le mercure atmosphérique fournissent uniquement des renseignements sur le mercure total, le mercure élémentaire gazeux, le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total. La caractérisation ou la spéciation chimique détaillée du mercure gazeux réactif est essentielle à la compréhension de propriétés telles que la solubilité, la séparation gaz/particules, ainsi que de processus comme la bioamplification ou la bioaccumulation dans les systèmes aquatiques. Le mercure oxydé s'est avéré être plus difficile à mesurer directement, en partie en raison de sa concentration extrêmement faible dans l'air (10–12 g m⁻³) et de sa perte facile sur des surfaces avant l'analyse. En effet, le succès de la spectrométrie de fluorescence atomique à vapeur froide pour la détection du mercure élémentaire gazeux a conduit à mesurer le mercure gazeux réactif de façon presque universelle par le captage sur des dénudeur recouverts de chlorure de potassium (comme cela a été mentionné ci-dessus). Bien que cela fournisse des renseignements utiles sur la quantité totale de mercure présente dans le réservoir de mercure gazeux réactif, toute l'information concernant la spéciation du mercure présent est éliminée. Étant donné les différences en matière de solubilité, de pression de vapeur et de réactivité des différentes espèces de mercure oxydé (p. ex. HgCl₃ par rapport à HgO), ces renseignements chimiques pourraient être essentiels pour comprendre leur devenir dans l'atmosphère.

Bien que, pendant plus de 20 ans, les scientifiques aient mis l'accent sur la nécessité d'une spéciation chimique du mercure et malgré les tentatives engagées par diverses entreprises pour inciter à faire de même, il n'existe pas de technique offerte sur le marché pour effectuer régulièrement une spéciation chimique détaillée du mercure par l'intermédiaire d'un utilisateur final. Bien que les techniques analytiques pour la spéciation des métaux traces existent depuis des décennies, peu de laboratoires possèdent l'expertise pour utiliser ces techniques pour diverses applications commerciales. À mesure que la demande de renseignements plus précis s'accroît,

la nécessité d'une spéciation des métaux traces augmente également. De nombreux gouvernements ont récemment établi des programmes de surveillance de l'air ambiant en réponse aux préoccupations concernant le mercure. À l'Université McGill, de nouveaux systèmes prototypes fondés sur la technologie de McGill (en attente de brevet) étaient constitués d'un nouvel appareil de système de circulation portatif qui comprend plusieurs interfaces, notamment un substrat à base d'or, de verre ou de nanoparticules de soufre pour capter (adsorber) divers composés du mercure dans l'air et les matrices d'eau, de neige ou de glace. Cet appareil est couplé à un spectromètre de masse à ionisation douce pour obtenir des données sur la spéciation chimique qualitative et quantitative concernant le mercure contenu dans l'échantillon. Du travail reste encore à faire avant l'utilisation définitive de la centrale, mais la technique permet de détecter plusieurs types de composés du mercure. Cette figure montre une comparaison entre l'analyse de la spectrométrie de masse à impact électronique du HgCl₂(s) et l'analyse de la spectrométrie de masse par ionisation chimique à pression atmosphérique du HgCl₂(g). Le spectre du spectromètre de masse à impact électronique présente une fragmentation importante (c.-à-d. perte d'identité chimique), tandis que le spectromètre de masse par ionisation chimique à pression atmosphérique préserve l'halogénure de mercure comme un complexe que l'on peut facilement interpréter étant donné qu'il émane en tant que HgCl_a.

Comme cela a été mentionné ci-dessus, les systèmes existants de détection du mercure comprennent un piège d'or pour concentrer le mercure issu du courant d'échantillons, suivi d'une désorption thermique, d'une détection et d'une quantification. Les détecteurs habituels utilisés sont les spectromètres de fluorescence atomique à vapeur froide, les spectromètres d'absorption atomique à vapeur froide ou les spectromètres de masse avec plasma à couplage inductif. Ces systèmes signalent des concentrations de mercure total ou élémentaire, mais n'indiquent pas vraiment des concentrations précises de mercure contenant des espèces moléculaires du point de vue nanomolaire, picomolaire et femtomolaire. Une autre difficulté consiste à séparer les espèces d'intérêt de la matrice, tout en

les conservant dans leur forme chimique d'origine. L'extraction des analytes est compliquée lorsque la séparation des espèces est faite par des étapes de préparation des échantillons au lieu d'utiliser des techniques de séparation au moyen d'appareils de mesure (chromatographie en phase gazeuse ou liquide). La microextraction en phase solide s'est avérée être une solution valide pour analyser certaines espèces de mercure (méthylmercure, Hg²⁺) (Mester et al., 2000). La préservation et la préparation des échantillons sont les étapes les plus difficiles de l'analyse des espèces chimiques de mercure. Par conséquent, un système capable de déterminer et de quantifier régulièrement les nombreuses espèces de mercure dans les systèmes atmosphériques et aqueux est nécessaire et des innovations de McGill peuvent fournir les renseignements indispensables sur la spéciation chimique du mercure aux niveaux environnementaux.

4.5.3 Contrôle de la qualité des données sur le mercure

La collecte et l'analyse des données environnementales de qualité sont toujours une tâche difficile. Avant le début des années 1990, des échantillons de mercure atmosphérique étaient recueillis manuellement (Schroeder et al., 1995; Munthe et al., 2001), ce qui nécessitait de longues heures de collecte, et ils généraient de petits ensembles de données. Depuis, l'échantillonnage du mercure atmosphérique est en grande partie entrepris par des instruments automatisés principalement (Tekran®) qui fonctionnent avec des durées de collecte beaucoup plus courtes (Ebinghaus et al., 1999; Landis et al., 2002). Ce progrès en matière de technologie de mesure continue a donné lieu à une meilleure compréhension des processus du mercure dans l'atmosphère (Gustin et Jaffe, 2010). Néanmoins, il produit de grands ensembles de données (comparativement aux méthodes manuelles précédemment utilisées) qui nécessitent un traitement important des données. Par conséguent, le besoin d'élaborer des procédures de traitement du contrôle de la qualité (CQ) et d'assurance de la qualité (AQ) pour ces grands ensembles de données est devenu évident. Plusieurs auteurs ont relevé des incertitudes

relatives à la mesure du mercure atmosphérique (Landis *et al.*, 2002; Aspmo *et al.*, 2005; Gustin et Jaffe, 2010; Lyman *et al.*, 2010), toutefois, peu de chercheurs ont défini des procédures officielles pour évaluer la qualité des données. L'assurance de la qualité des données sur les dépôts humides est bien documentée (Prestbo et Gay, 2009). Ces processus de contrôle de la qualité comprennent des blancs de terrain, de laboratoire et de système rigoureux et les données sont corrigées d'après les matériaux de référence standard. Les sections suivantes abordent des études comparatives des méthodes de contrôle de la qualité utilisées pour les données sur le mercure atmosphérique.

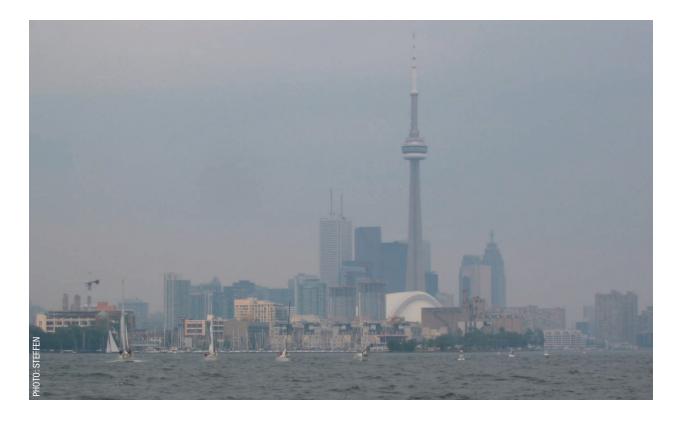
4.5.3.1 Contrôle de la qualité des données sur le mercure atmosphérique et comparaison

Les études d'Environnement Canada visant à assurer une uniformité et une comparabilité dans tout le réseau CAMNet ont donné lieu à l'élaboration d'une procédure normalisée d'exploitation (PNE) (Steffen et Schroeder, 1999). Cette procédure normalisée d'exploitation comprenait certaines procédures normalisées de contrôle de la qualité ou d'assurance de la qualité après la collecte de données et elle a été mise en œuvre dans un programme informatique afin d'examiner automatiquement les données. Ce programme logiciel de gestion et de contrôle de la qualité des données de recherche (RDMQ™) a été élaboré par Environnement Canada (McMillan et al., 2000) et a été au départ utilisé par le Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations pour les échantillons de pluies acides. Le RDMQ™, qui fonctionne à l'aide d'une plateforme du logiciel d'analyse statistique (SAS™), a été modifié pour que les mesures du mercure gazeux total normalisent le processus d'assurance de la qualité ou de contrôle de la qualité en appliquant des critères prédéterminés afin de déterminer les fluctuations des concentrations et des instruments. Une fois que les données ont été évaluées avec le RDMQ, elles sont transmises à la base de données nationale sur la chimie atmosphérique (NAtChem), une base de données accessible au public (Sukloff et al., 2006). Le RDMQ a été utilisé avec succès par les chercheurs d'Environnement Canada afin de produire des ensembles de données à long terme de qualité

supérieure concernant le mercure gazeux total (Kellerhals *et al.*, 2003; Steffen *et al.*, 2005; Temme *et al.*, 2007).

En réponse aux besoins accrus en matière de recherche. Tekran® a élaboré les unités d'avantprojet 1130 et 1135 afin de différencier le mercure gazeux réactif, le mercure particulaire total et le mercure élémentaire gazeux (Landis et al., 2002). En raison de l'absence de normes pour le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire total, des procédures normalisées d'exploitations et un traitement des données rigoureux sont nécessaires pour assurer une comparabilité entre les ensembles de données. En 2007, l'Atmospheric Mercury Network (AMNet) du National Atmospheric Deposition Program (NADP) a lancé la création d'un programme logiciel de contrôle de la qualité similaire appelé « contrôle de la qualité d'AMNet » (AMQC) pour les mesures d'espèces chimiques de mercure. Une intercomparaison entre le RDMQ™ et les programmes logiciels de contrôle de la qualité AMQC a été entreprise pour déterminer le niveau de concordance des données afin que les données recueillies dans ces deux programmes de mesure puissent être utilisées d'une façon homogène.

Dans une publication récente, un résumé global des protocoles de RDMQ et d'AMQC a été passé en revue (Steffen et al., 2012). Les auteurs ont déclaré que les principaux critères de signalement pour chaque programme étaient similaires. Les principales différences résidaient dans le fait que l'AMQC abordait cette tâche de manière centralisée, c.-à-d. que toutes les données sont acheminées vers une entité centrale à partir de laquelle leur qualité est contrôlée. L'approche du RDMQ était plus propre au site et « pratique », bien qu'elle exigeât beaucoup de travail. En outre, une comparaison des deux techniques de contrôle de la qualité a été effectuée concernant les mêmes ensembles de données. Les ensembles de données définitives produits à partir d'un site se trouvant à des latitudes moyennes étaient comparables et les auteurs ont recommandé que l'un ou l'autre programme soit utilisé pour contrôler la qualité des données sur les espèces chimiques de mercure atmosphérique lorsqu'elles étaient recueillies dans ces sites. Lorsque les données étaient recueillies à partir d'un site avec une variabilité extrême et des concentrations de spéciation atmosphérique très élevées, les auteurs ont recommandé l'approche du RDMQ (plus propre à un site) qui était prudente.



4.5.3.2 Vérification des sites du mercure gazeux total

Une autre méthode pour assurer la comparabilité entre les données provenant de différents endroits consiste à effectuer une vérification des sites. Au printemps 2011, une vérification a été effectuée dans plusieurs sites canadiens en mesurant le mercure gazeux total, le mercure gazeux réactif, le mercure particulaire total et le mercure élémentaire gazeux, dans le cadre du PRQA concernant le mercure. Les sites vérifiés étaient Flin Flon (Manitoba), Creighton (Saskatchewan), Bratt's Lake (Saskatchewan), Saint-Anicet (Québec), les lacs expérimentaux (Ontario) et Kejimkujik (Nouvelle-Écosse).

Tous les sites vérifiés utilisent l'analyseur automatisé de mercure Tekran® 2537 pour les mesures du mercure gazeux total et suivent la procédure normalisée d'exploitation du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations et du CAMNet. Les mesures de spéciation du mercure qui intègrent le système de spéciation Tekran® suivaient la procédure normalisée d'exploitation de l'Atmospheric Mercury Network (AMNet). La vérification précédente des sites de mercure atmosphérique a été effectuée en 2000 et elle se limitait aux mesures du mercure gazeux total. Il s'agissait de la première vérification à inclure des mesures d'espèces chimiques de mercure. Chaque vérification des sites était effectuée à l'aide des mêmes vérificateurs et procédures pour assurer la qualité des données et la comparabilité entre les sites. Des facteurs, tels que l'inspection du site, les essais de détection des fuites, l'intégrité de la ligne de prélèvement, la vérification du taux de perméation, l'intégrité de la cartouche, l'essai du volume d'échantillon et l'inspection du journal de bord, ont été étudiés dans chaque site. Si chacun de ces facteurs atteignait les niveaux standard du protocole de vérification, le site était alors jugé acceptable et aucune mesure n'était prise. Si un ou plusieurs de ces facteurs n'atteignait pas les niveaux standard, l'enquêteur principal du site en était avisé et des modifications étaient adoptées concernant les instruments.

Les résultats de la vérification de 2011 ont indiqué qu'à l'exception de certains problèmes mineurs, le programme canadien de mesure du mercure atmosphérique continue à produire des ensembles de données sur la spéciation du mercure et du mercure gazeux total fiables et valables sur le plan scientifique. Les quelques lacunes mineures repérées ont été communiquées aux responsables du site aux fins de correction.

4.5.3.3 Comparaison entre laboratoires d'échantillons de mercure dans les précipitations

Outre le mercure dans les mesures des précipitations recueillies dans le cadre du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations ou du réseau MDN, des mesures ont également été effectuées par d'autres réseaux et ces données sont incluses dans la présente évaluation. Les mesures effectuées par la Commission géologique du Canada, la Division de la surveillance de la qualité de l'eau (DSQE) d'Environnement Canada et l'Université de l'Alberta ont toutes rapporté des données. Comme cela a été examiné ci-dessus, tous les échantillons des précipitations prélevés dans le cadre du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations ou du réseau MDN sont envoyés au laboratoire d'analyse du mercure (Frontier Global Sciences) aux fins d'analyse. Les autres échantillons des sites sont analysés dans différents laboratoires, mais ils ont tous été associés à des comparaisons entre laboratoires avec le laboratoire d'analyse du mercure. La Commission géologique du Canada suit les mêmes procédures décrites concernant les emplacements du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations ou du réseau MDN et les échantillons sont analysés à l'Université du Manitoba (Sanei et al., 2010). Les échantillons de la Division de la surveillance de la qualité de l'eau ont été analysés à Flett Research (à Winnipeg, au Manitoba) qui participe au projet Precipitation Chemistry Quality Assurance Project (projet d'assurance de la qualité – composition chimique des précipitations) (PCQA) de la United States Geological Survey (USGS). Le projet PCQA est un programme mensuel de comparaison entre les laboratoires concernant le mercure dans les précipitations qui inclut le laboratoire d'analyse

du mercure parmi ses dix laboratoires participants. Les données provenant des échantillons utilisés dans les comparaisons entre les laboratoires peuvent être consultées à l'adresse : https://bgs.usgs.gov/ precip/mdn_interlab_overview.php. Par conséquent, les échantillons analysés à Flett Research Ltd sont comparables aux analyses effectuées dans le laboratoire d'analyse du mercure. Outre les étalonnages entre les laboratoires, les échantillonneurs de prélèvement d'échantillons de précipitations de la Division de la surveillance de la qualité de l'eau et du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations ou du réseau MDN étaient situés au même endroit pendant 17 mois, entre avril 2008 et septembre 2009, à la station de recherche d'Egbert. Les résultats ont révélé que les données sur les concentrations et les quantités des précipitations mesurées se trouvaient en parfaite corrélation (pente de régression des concentrations = 0.92, $r^2 = 0.94$; pente de la quantité des précipitations = 1,1, $r^2 = 0.94$) et les valeurs moyennes par rapport à la période de comparaison n'étaient pas très différentes (moyenne des concentrations du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations et de la Division de la surveillance de la qualité de l'eau : 9,4 ng L⁻¹ p = 0.92; quantité des précipitations pour le Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations : 17,3 mm, Division de la surveillance de la qualité de l'eau : 17.8 mm, p = 0.4). Les échantillons des précipitations de la région des lacs expérimentaux de l'Université de l'Alberta ont été analysés au laboratoire d'analyse du mercure à basse altitude de l'Université de l'Alberta qui participe régulièrement aux comparaisons entre les laboratoires et qui montre une bonne correspondance pendant celles-ci (différence moyenne en pourcentage < 10 %, n = 8 comparaisons d'échantillons d'eau). En outre, un système d'échantillonnage des précipitations du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations ou du réseau MDN était situé au même endroit, dans la région des lacs expérimentaux, du printemps à l'automne 2010. La comparaison du volume des précipitations prélevé par les deux échantillonneurs pendant cette période était similaire (Université de l'Alberta : 676 mm; RCEPA ou réseau MDN: 633 mm). Cependant, les comparaisons de la concentration du mercure dans les précipitations

étaient rendues difficiles par des problèmes relatifs à l'échantillonneur du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations ou du réseau MDN qui signalait que seuls 11 des 24 échantillons mesurés étaient jugés valides en raison de débris dans les échantillons, de problèmes liés à la manipulation des échantillons et à l'exploitation du site. De plus. les intervalles de prélèvement des échantillons des systèmes étaient différents. Par conséquent, une comparaison directe des mesures individuelles ne peut pas être faite. Cependant, la gamme de concentrations du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations ou du réseau MDN (2,8 à 33,5 ng L-1) a révélé qu'elles étaient similaires à celles déclarées par l'échantillonneur de l'Université de l'Alberta (2 à 26,8 ng L-1) au cours des mêmes périodes. On a conclu que les mesures de l'Université de l'Alberta et du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations ou du réseau MDN sont comparables.

4.6 RÉCAPITULATIF ET LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES

4.6.1 Résumé et conclusions

Le présent chapitre a fourni un résumé des recherches atmosphériques entreprises au Canada concernant le transport, la transformation et le dépôt de mercure. Un portrait national des concentrations, des dépôts et des activités de modélisation du mercure atmosphérique, combiné avec sept études de cas particulières, démontre l'ampleur des travaux accomplis au Canada par les scientifiques du gouvernement et d'université. Les distributions spatiales et temporelles ont révélé des tendances importantes du mercure dans l'air et les précipitations au Canada. Un résumé reflétant la contribution importante du Canada à l'élaboration de techniques de mesure du mercure atmosphérique vient compléter le présent chapitre.

Le mercure est émis dans l'atmosphère par des émissions naturelles, anthropiques et par des réémissions provenant de précédents dépôts, ce qui rend difficile la compréhension parfaite des répercussions des réductions des émissions industrielles. Le mercure subit plusieurs transformations chimiques et physiques dans l'air qui entraînent des dépôts accrus. Les résultats montrent que la conversion atmosphérique du mercure élémentaire gazeux en mercure gazeux réactif et en mercure particulaire total est probablement provoquée par des radicaux hydroxyles, des halogènes atomiques et des produits halogènes. Les processus de dépôt de mercure ont été modélisés et mesurés et ils se sont révélés comparables. Le modèle de dépôt sec du mercure a permis de conclure que le mercure élémentaire gazeux dominait le budget de dépôt sec total dans la plupart des emplacements, mais lorsque les concentrations de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total sont élevées, le mercure gazeux réactif avec le mercure particulaire total et le mercure élémentaire gazeux sont des contributeurs à parts égales du dépôt sec total. La méthode par égouttement et sur la litière pour estimer le dépôt sec est décrite dans le présent chapitre et s'est révélée être efficace pour calculer le dépôt de mercure autour de régions boisées. L'importance des forêts dans la récupération du mercure atmosphérique a été décrite et il a été démontré, par exemple, que la forêt d'érables est un important puits de mercure atmosphérique dans le cycle du mercure en tant que médiateur biologique, chimique ou physique. Un autre processus atmosphérique clé abordé est la conversion du mercure élémentaire gazeux en mercure gazeux réactif et en mercure particulaire total dans l'Extrême-Arctique et la manière dont ce processus unique a une incidence sur le cycle du mercure dans cette région. Cette découverte canadienne faite en 1995 à Alert (Nunavut) fut essentielle et changea la façon dont les scientifiques considéraient le temps de séjour dans atmosphère du mercure.

L'historique de la surveillance du mercure atmosphérique est décrit dans une synthèse de toutes les données sur le mercure recueillies au Canada. Les mesures nationales du mercure gazeux total présentent des concentrations qui étaient généralement de l'ordre de 1,2 à 1,9 ng m⁻³ au cours des 15 dernières années environ, comme pour les concentrations de fond à l'échelle hémisphérique. Le modèle GRAHM prédit des concentrations de mercure

gazeux total à la surface variant de 1,1 à 1,5 ng m⁻³ dans tout le pays pour 2006. Le modèle se compare assez bien avec la plupart des mesures dans les sites se trouvant à des latitudes moyennes et à Alert pour 2006. Cependant, on remarque que les sites des Maritimes en général avaient des concentrations plus faibles que les sites à l'intérieur des terres dont le profil n'est pas prévu par le modèle GRAHM. Cela est probablement dû aux incertitudes liées aux émissions de mercure des milieux marins ou à la chimie. Les profils spatiaux des mesures du mercure et les résultats du modèle montrent l'influence des sources et des puits locaux et régionaux. Par exemple, des concentrations atmosphériques élevées d'espèces de mercure et des dépôts de mercure plus élevés sont observés à proximité de la fonderie de Flin Flon et dans la région peuplée des Grands Lacs. La chimie d'épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique au printemps influe sur les schémas saisonniers des concentrations et dépôts atmosphériques au-dessus de la région subarctique et de l'Extrême-Arctique. Le mercure gazeux réactif présente un profil spatial des concentrations plus élevé dans l'ouest et plus faible à mesure que l'on se déplace vers l'est, à l'exception de l'Arctique et de la région des lacs expérimentaux. En revanche, les concentrations de mercure particulaire total présentent une faible signature spatiale au Canada. Les concentrations des précipitations sont uniformes dans tout le pays, mais sont quelque peu supérieures dans des régions comme Genesee (Alberta), Esther et Bratt's Lake (Saskatchewan) et Dorset (Ontario). La modélisation révèle que les dépôts humides sont assez uniformes dans tout le pays, à l'exception de régions où les dépôts de mercure sont élevés, à savoir le long de la côte ouest et dans les régions côtières dans l'Arctique de l'Ouest et la région subarctique. Par rapport au mercure gazeux total, les quantités de dépôts humides ont tendance à varier davantage d'une année à l'autre en raison de différences de précipitations. Les observations tirées d'autres années ne sont donc pas comparées à ce modèle.

Deux études de cas ont analysé l'attribution des sources de mercure à l'aide d'une approche fondée sur les récepteurs. Il a été révélé que le site éloigné de la région des lacs expérimentaux recevait une pollution au mercure provenant de diverses sources naturelles et industrielles. L'ouest de l'Alberta s'est avéré refléter les signatures du mercure provenant de centrales thermiques alimentées au charbon dans les données sur le mercure gazeux réactif et le mercure gazeux total et le mercure élémentaire gazeux présente la signature de la circulation globale du mercure. À l'aide d'une approche sourcesrécepteurs, le modèle GRAHM a évalué la quantité de mercure déposé au Canada en 2005 et provenant de diverses régions du globe et a estimé qu'environ 115 tonnes de mercure ont été déposées durant cette période. Le dépôt maximal se trouvait à proximité des installations émettrices du mercure en Alberta et à Saskatchewan ou au Manitoba. Les dépôts de fond sont les plus élevés dans le sud de l'Ontario et au Québec en raison de l'incidence provenant des émissions anthropiques dans l'est des États-Unis. Dans le nord et l'ouest du Canada, la contribution totale aux dépôts annuels la plus élevée provient des émissions de l'Asie de l'Est et elle est plus faible. mais mesurable, en provenance des États-Unis et de l'Europe. Au Canada, les émissions anthropiques mondiales actuelles contribuent à environ 40 % du dépôt total, les 60 % restants provenant d'autres sources terrestres (environ 35 %) et océaniques (environ 25 %) mondiales. Plus de 95 % des dépôts anthropiques de mercure au Canada proviennent de sources anthropiques étrangères. Les contributions de l'Asie de l'Est, des États-Unis, d'Europe et d'Asie méridionale représentent environ 40 %, 17 %, 8 % et 6 %, respectivement. La contribution la plus importante aux émissions de mercure canadiennes a été étudiée dans une étude de cas provenant de Flin Flon (Manitoba). Les résultats de cette étude montrent qu'après la fermeture de la fonderie, les émissions de mercure gazeux total ont diminué, mais les concentrations locales sont demeurées, le plus souvent, bien au-dessus des concentrations de fond dans l'hémisphère Nord. Une autre étude de cas a étudié la façon dont le mercure se répartit dans le panache émis par une cheminée à la centrale au charbon de Nanticoke. On a signalé une dilution importante dans le panache des concentrations de mercure par rapport à ce qui était émis de la cheminée et il a été conclu que les émissions de cheminées ne décrivent pas le mieux les dépôts de mercure sur la zone à proximité.

Des tendances spatiales et temporelles ont été déclarées et des schémas saisonniers ont été trouvés pour moins de la moitié des emplacements avec une concentration maximale de mercure gazeux total à la fin de l'hiver et au début du printemps, probablement en raison de la fonte printanière et d'un rayonnement solaire accru. Pour le reste des sites, différents schémas saisonniers ont été constatés. Alert présente l'unique signature saisonnière reflétant les concentrations minimales pendant la chimie de l'atmosphère au printemps et les concentrations maximales estivales qui ne sont pas encore totalement comprises. Les tendances à long terme les plus complètes du mercure atmosphérique au Canada ont été évaluées pour toutes les espèces de mercure et tous les dépôts humides. On a montré que les tendances à la baisse du mercure gazeux total pour tous les sites (avec suffisamment de données) variaient entre 0,7 et 3,3 % % par année. De plus, elles concordent avec d'autres baisses signalées dans l'hémisphère Nord, mais elles tranchent nettement avec les tendances des émissions anthropiques mondiales. Les tendances ont été modélisées et on a constaté que le mercure élémentaire gazeux dans l'Arctique diminuait de 10 à 12 % entre 1990 et 2000 en réponse aux changements en matière de météorologie et d'émissions anthropiques. Une baisse des émissions de mercure provenant du manteau neigeux, en raison de changements de la couverture et de la profondeur de neige, s'avère être la principale cause de diminution des concentrations de mercure élémentaire gazeux dans l'Arctique liée à la météorologie. En revanche, la combinaison d'émissions réduites provenant de la neige et d'augmentations des dépôts humides (en raison d'une tendance à la hausse des précipitations) entraîne une tendance modélisée accrue des dépôts nets de mercure dans les régions arctiques et subarctiques. Ces résultats concordent avec la tendance à la hausse du mercure dans le biote arctique et subarctique canadien constatée dans les données observées. À des latitudes moyennes, dans les régions proches de sources telles que la région des Grands Lacs, le modèle estime que les concentrations atmosphériques de mercure élémentaire gazeux et les dépôts ont diminué de 1990 à 2005 lorsque la réduction des émissions nord-américaines avait une plus grande incidence. Les concentrations atmosphériques de

mercure gazeux total et les concentrations de mercure dans les précipitations ont diminué dans la plupart des sites depuis le milieu des années 1990, tandis que les tendances des dépôts humides n'étaient pas significatives par rapport aux périodes quelque peu plus courtes. Les tendances d'espèces chimiques de mercure ont été étudiées et certaines augmentations du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total mesurés au fil des ans ont été déclarées à Alert. Ces tendances du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total dans l'Extrême-Arctique pourraient contribuer à expliquer l'augmentation des résultats des dépôts modélisés. La région des lacs expérimentaux et Saint-Anicet n'ont pas présenté de tendances significatives du mercure gazeux réactif (en raison des faibles concentrations), mais certaines tendances ont été déclarées concernant le mercure gazeux total.

Dans l'ensemble, la baisse observée des concentrations de mercure gazeux total au Canada contraste avec les estimations des émissions relatives aux 15 dernières années qui laissent supposer que les émissions anthropiques mondiales ont augmenté. Si ces bilans d'émissions sont exacts, alors les émissions naturelles ont diminué ou les dépôts de mercure ont augmenté, soit à l'échelle mondiale, soit près de sources d'émissions. Une comparaison latitudinale unique a montré que la tendance à la baisse du mercure élémentaire gazeux dans l'Extrême-Arctique est très inférieure aux tendances signalées dans les régions tempérées. Cette différence notable laisse entendre que le mercure dans l'air arctique pourrait subir différents changements à long terme par rapport au mercure dans l'air dans d'autres régions. De plus, l'analyse des tendances a montré que les concentrations de mercure gazeux total semblent avoir baissé à un rythme plus rapide après l'année 2000, ce qui semble indiquer que les changements plus récents des émissions ou de la composition atmosphérique ont une incidence sur les tendances.

Certains des progrès les plus importants en matière de recherches sur le mercure atmosphérique au cours de la dernière décennie sont le résultat direct de l'élaboration de méthodes de mesure dans le domaine de la recherche canadienne. Les instruments pour recueillir le mercure atmosphérique, les procédures standard pour utiliser la technologie et les normes de gestion des données ont tous été bien élaborés au cours de la dernière décennie au Canada et sont maintenant utilisés à l'échelle mondiale. Nous travaillons toujours à l'élaboration d'une méthode visant à déterminer et à quantifier les espèces de mercure atmosphérique, mais elle n'est pas encore disponible.

Le présent chapitre résume les activités scientifiques menées au Canada concernant le mercure atmosphérique et dresse un portrait national sur ce qui a été entrepris au cours des 20 dernières années.

4.6.2 Lacunes en matière de connaissances

Les renseignements en matière de mesure (y compris les mesures du mercure gazeux total ainsi que les espèces chimiques de mercure) comportent de nombreuses lacunes spatiales et temporelles qui limitent notre capacité à illustrer parfaitement, à l'échelle nationale, le mercure atmosphérique au Canada, La diversité des concentrations de mercure au Canada et dans les saisons est devenue apparente dans la présente évaluation. Afin de pouvoir évaluer les tendances temporelles du mercure au Canada et d'illustrer correctement les répercussions des changements réglementaires, nous devons nous engager à améliorer constamment nos besoins en matière de mesures à long terme. Bien que les concentrations de mercure gazeux total aient diminué au cours des dernières années, cela n'était pas le cas des concentrations de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total (en raison de processus contribuant à la pollution). Par conséquent, il importe d'apporter une attention soutenue aux tendances à long terme de la spéciation du mercure atmosphérique.

Malgré les récents progrès en matière de compréhension de la photochimie, de la thermodynamique et de la cinétique des composés de mercure, les données sur l'identité des espèces de mercure atmosphérique et sur leurs réactions à une échelle moléculaire demeurent limitées. Ce manque

d'information rend impossible la formulation de conclusions définitives sur le cycle du mercure et ne nous permet pas de prévoir avec certitude de futurs effets sur les émissions et le climat ainsi que des changements relatifs à ceux-ci.

Bien que les dépôts humides de mercure provenant de l'atmosphère soient raisonnablement bien compris. les dépôts secs demeurent incertains. Une grande partie de cette incertitude provient de l'absence d'identification chimique du mercure gazeux réactif et du mercure particulaire total. De nouvelles méthodes visant à mesurer directement le dépôt sec sont nécessaires et la priorité accrue accordée à l'élucidation des espèces de mercure dans l'air est justifiée. Une meilleure compréhension des processus des dépôts humides dans l'Arctique est essentielle. car il s'agit de la région où il est prévu que les taux des dépôts augmentent considérablement. Les observations des espèces chimiques de mercure doivent continuer à être ajoutées aux réseaux d'observation afin de fournir une représentation claire du cycle local et régional du mercure et d'améliorer les calculs des dépôts dans le modèle. Le devenir du mercure déposé sur les sols, les lacs et les forêts n'est pas connu et cela limite notre capacité actuelle à modéliser les effets des changements liés à la rétention et aux réémissions et donc sur la charge de mercure atmosphérique.

Bien que des progrès considérables en matière de compréhension des processus atmosphériques dans l'Arctique aient été accomplis, les changements climatiques rapides mis en évidence dans cette région iustifient une mesure immédiate afin de combler totalement les lacunes en matière de renseignements. Ces lacunes comprennent l'élaboration de meilleures méthodes afin de déterminer les régions sources de mercure pour la région, l'évaluation des répercussions sur les processus du changement de température et les conditions des glaces de mer sur le cycle du mercure, la compréhension de la distribution atmosphérique et de ses répercussions sur les dépôts et l'augmentation des emplacements de mesures à long terme, notamment dans les régions de création de ressources planifiée.

La quantité de mesures et d'études sur la détermination des sources de mercure atmosphérique est faible au Canada. Il existe peu d'études évaluant les répercussions des émissions dans des régions d'industries actuelles ou en expansion (p. ex. la région des Grands Lacs et la région d'exploitation des sables bitumineux). On a montré que malgré la fermeture de la fonderie de Flin Flon, les émissions de mercure dans l'air demeuraient bien supérieures à d'autres régions au Canada. Des recherches sur les futures répercussions des industries actuelles et passées s'imposent afin d'élaborer des règlements relatifs à la réduction des émissions actuelles et futures. De plus, les signatures isotopiques du mercure ont été beaucoup utilisées dans la région des lacs expérimentaux afin de comprendre son déplacement dans l'écosystème. Cette technologie doit être élaborée afin d'être appliquée à la détermination des sources de mercure atmosphérique.

L'émission ou la réémission du mercure dans l'air à partir de surfaces est mal comprise à l'échelle nationale et dépend énormément du climat. Une priorité accrue doit être accordée aux mesures et aux processus des flux afin de pouvoir prévoir la contribution de mercure provenant d'émissions et de réémissions au Canada.

Des améliorations significatives de la modélisation du mercure sont survenues récemment, mais des progrès doivent effectivement être accomplis en matière de présentation des renseignements afin d'améliorer et de valider notre modèle national. Plus précisément, les émissions de mercure, en particulier les émissions naturelles et les réémissions ainsi que leur spéciation sont une lacune significative en matière de connaissances. D'autres renseignements concernant les mécanismes chimiques du mercure et la cinétique amélioreraient la capacité du modèle mondial et augmenteraient les capacités de prévision. Des progrès doivent être accomplis en ce qui concerne les techniques de mesure du mercure atmosphérique, mais plus important encore, un système capable de déterminer et de quantifier réaulièrement les différentes espèces de mercure dans l'air et les systèmes aqueux est nécessaire.

Plus de 95 % des dépôts anthropiques de mercure au Canada proviennent de sources anthropiques étrangères. Le Canada a récemment signé le protocole de Minimata, concernant la réduction du mercure à l'échelle mondiale (novembre 2013), qui a été élaboré par le Programme des Nations Unies pour l'environnement. Le Canada n'est pas un grand émetteur de mercure anthropique et peut élaborer des stratégies et politiques de réduction des émissions à l'intérieur de ses frontières afin de réduire les répercussions locales sur l'environnement. Cependant, la seule facon de contrôler la prédominance du mercure s'introduisant dans notre pays consiste à continuer à améliorer notre surveillance et nos recherches sur le mercure afin de tenir d'autres pays responsables de la contamination au mercure au Canada.

4.7 RÉFÉRENCES

AMAP: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) Assessment 2002: Heavy Metals in the Arctic, in, Oslo, Norway, 265pp, 2005.

AMAP: Arctic Pollution 2011 - Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), in: AMAP, Oslo, 38pp, 2011a.

AMAP: AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic, in: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norwayxiv, 193pp, 2011b.

AMAP/UNEP: Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment, in: Arctic Monitoring and Assessment Programme / UNEP Chemicals Branch, 159 pp., 2008.

AMAP/Wilson, S., J. Munthe, K. Sundseth, K. Kindbom, P. Maxson, J. Pacyna and F. Steenhuisen: Updating historical global inventories of anthropogenic mercury emissions to air. AMAP Technical Report No. 3 (2010), in: Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway, 2010.

Amos, H. M., D. J. Jacob, C. D. Holmes, J. D. Fisher, Q. Wang, E. S. Corbitt, E. Galarneau, A. P. Rutter, M. S. Gustin, A. Steffen, J. A. Graydon, V. St. Louis, R. W. Talbot, E. S. Edgerton, Y. Zhang and E. M. Sunderland, 2012. Gas-particle partitioning of atmospheric Hg(II) and its effect on global mercury deposition. Atmospheric Chemistry and Physics 12, 591-603.

Ariya, P., A. Khalizov and A. Gidas, 2002. Reactions of gaseous mercury with atomic and molecular halogens: Kinetics, product studies, and atmospheric implications. Journal of Physical Chemistry A 106, 7310-7320.

Ariya, P., A. Dastoor, M. Amyot, W. Schroeder, L. Barrie, K. Anlauf, F. Raofie, A. Ryzhkov, D. Davignon, J. Lalonde and A. Steffen, 2004. The Arctic: A sink for mercury. Tellus B 56, 397-403.

Ariya, P., H. Skov, M. M.-L. Grage and M. E. Goodsite, 2008a. Gaseous elemental mercury in the ambient atmosphere: review of the application of theoretical calculations and experimental studies for determination of reaction coefficients and mechanisms with halogens and other reactants. Advances in Quantum Chemistry 55, 43-55.

Ariya, P. A., O. Nepotchatykh, O. Igntova and M. Amyot, 2002. Microbiological degradation of organic compounds in the atmosphere. Geophysical Research Letters 29, 341-344.

Ariya, P. A. and A. Ryzhkov, 2003a. Atmospheric Transformation of Elemental Mercury with Halogens. J. Phys. IV France 107, 57-59.

Ariya, P. A. and A. Ryzhkov, 2003b. Atmospheric transformation of elemental mercury with halogens. Journal de Physique IV France 107, 57-59.

Ariya, P. A., H. Skov, M. M.-L. Grage and M. E. Goodsite, 2008b. Gaseous elemental mercury in the ambient atmosphere: Review of the application of theoretical calculations and experimental studies for determination of reaction coefficients and mechanisms with halogens and other reactants. Advances in Quantum Chemistry 55, 43-55.

Ariya, P. A., H. Skov, M. M. L. Grage and M. E. Goodsite, 2008c. Chapter 4: Gaseous elemental mercury in the ambient atmosphere: Review of the application of theoretical calculations and experimental studies for determination of reaction coefficients and mechanisms with halogens and other reactants, in: M. E. Goodsite and M. S. Johnson (Ed.), Advances in Quantum Chemistry, Vol 55: Applications of Theoretical Methods to Atmospheric Science, Elsevier Academic Press Inc., San Diego, 43-55.

Ariya, P. A., K. Peterson, G. Snider and M. Amyot, 2009. Mercury Chemical Transformations in the Gas, Aqueous and Heterogeneous Phases: State-of-the-art Science and Uncertainties, in: N. Pirrone and R. P. Mason (Ed.), Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere. Emissions, Measurements and Models, Springer New York, 459-501.

Aspmo, K., P.-A. Gauchard, A. Steffen, C. Temme, T. Berg, E. Bahlmann, C. Banic, A. Dommergue, R. Ebinghaus, C. Ferrari, N. Pirrone, F. Sprovieri and G. Wibetoe, 2005. Measurements of atmospheric mercury species during an international study of mercury depletion events at Ny-Alesund, Svalbard, spring 2003. How reproducible are our present methods? Atmospheric Environment 39, 7607-7619.

Baker, K. R. and J. O. Bash, 2012. Regional scale photochemical model evaluation of total mercury wet deposition and speciated ambient mercury. Atmospheric Environment 49, 151-162.

Balabanov, N. B., B. C. Shepler and K. Peterson, 2005. Accurate global potential energy surface and reaction dynamics for the ground state of HgBr₂. Journal of Physical Chemistry 109, 8765-8773.

Bales, R. C., R. A. Sommerfeld and D. G. Kebler, 1990. lonic tracer movement through a Wyoming snowpack. Atmospheric Environment 24, 2749-2758.

Banic, C., W. R. Leaitch, K. Strawbridge, R. Tanabe, H. Wong, C. Gariépy, A. Simonetti, Z. Nejedly, J. L. I. Campbell, J. Lu, J. Skeaff, D. Paktunc, J. I. MacPherson, S. Daggupaty, H. Geonac'h, A. Chat and M. Lamoureux, 2006. The physical and chemical evolution of aerosols in smelter and power plant

plumes: an airborne study. Geochemistry: Exploration, Environment and Analysis 6, 111-120.

Bash, J. O., P. A. Bresnahan and D. R. Miller, 2007. Dynamic surface interface exchanges of mercury: a review and compartmentalized modeling framework. Journal of Applied Meteorology and Climatology 46, 1606-1618.

Bash, J. O. and D. R. Miller, 2007. A note on elevated total gaseous mercury concentrations downwind from an agriculture field during tilling. Science of the total environment 388, 379-388.

Bauer, D., L. D'Ottone, P. Campuzaon-Jos and A. J. Hynes, 2003. Gas phase elemental mercury: a comparison of LIF detection techniques and study of the kinetics of reaction with the hydroxyl radicals. Journal of Photochemistry and Photobiology 157, 247-256.

Blanchard, P., F. A. Froude, J. B. Martin, H. Dryfhout-Clark and J. T. Woods, 2002. Four years of continuous total gaseous mercury (TGM) measurements at sites in Ontario, Canada. Atmospheric Environment 36, 3735-3743.

Bottenheim, J. and H. M. Chan, 2006. A trajectory study into the origin of spring time Arctic boundary layer ozone depletion. Journal of Geophysical Research 111.

Bullock, R., 2005. Modelling Transport and Transformation of Hg and Its Compounds in Continental Air Mass, Springer, New York,

Bullock, R. O. and L. Jaegle, 2009. Importance of a global scale approach to using regional models in the assessment of source-receptor relationships for mercury, in: N. Pirrone and R. P. Mason (Ed.), Mercury fate and transport in the global atmosphere, Springer Science and Busianess Media, New York, 503-517.

Burgess, N. M., D. C. Evers and J. D. Kaplan: Mercury and reproductive success of common loons breeding in the Maritimes, in: Mercury in Atlantic Canada: A Progress Report, Environment Canada - Atlantic Region, Sackville, NB, Canada, 104-109, 1998

.

Calhoun, J. A. and E. M. Prestbo: Kinetic Study of the Gas Phase Oxidation of Elemental Mercury by Molecular Chlorine, in: Frontier Geoscience, Inc., 2001.

Calvert, J. G. and S. E. Lindberg, 2005. Mechanisms of mercury removal by 0_3 and OH in the atmosphere. Atmospheric Environment 39, 3355-3367.

Carpi, A. and S. E. Lindberg, 1997. Sunlight-Mediated emission of elemental mercury from soil amended with municipal sewage sludge Environmental Science and Technology 31, 2085-2091.

CASA: Clean Air Strategic Alliance (CASA): The Clean Air Strategic Alliance Data Warehouse, http://www.casadata.org 2011.

Cavender, A. E., T. A. Bisenthal, J. W. Bottenheim and P. B. Shepson, 2008. Volatile organic compound ratios as probes of halogen atom chemistry in the Arctic. Atmospheric Chemistry and Physics 8, 1737-1750.

Cheng, I., J. Lu and X. Song, 2009. Studies of potential sources that contributed to atmospheric mercury in Toronto, Canada. Atmospheric Environment 43, 6145-6158.

Cheng, I., L. Zhang, P. Blanchard, J. A. Graydon and V. St. Louis, 2012. Source-receptor relationships for speciated atmospheric mercury at the remote Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, Canada. Atmospheric Chemistry and Physics 12, 1903-1922.

Choi, H.-D., T. M. Holsen and P. K. Hopke, 2008. Atmospheric mercury (Hg) in the Adirondacks: Concentrations and sources. Environmental Science and Technology 42, 5644-5653.

Cobbett, F. D., A. Steffen, G. Lawson and B. J. Van Heyst, 2007. GEM fluxes and atmospheric mercury concentrations (GEM, RGM and HgP) in the Canadian Arctic at Alert, Nunavut, Canada (February-June 2005). Atmospheric Environment 41, 6527-6543.

Cohen, M., R.Artz, R. Draxler, P. Miller, L. Poissant, D. Niemi, D. Ratté, M. Deslaurier, R. Duval, R. Laurin, J. Slotnick, T. Nettesheim and J. McDonald, 2004. Modeling the atmospheric transport and deposition

of Hg to the Great Lakes. Environmental Research 95, 247-265.

Cole, A., A. Steffen, K. Aspmo Pfaffhuber, T. Berg, M. Pilote, R. Tordon and H. Hung, 2012. Ten-year trends of atmospheric mercury in the high Arctic compared to Canadian sub-Arctic and mid-latitude sites. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions 12, 20209-20237.

Cole, A. S. and A. Steffen, 2010. Trends in long-term gaseous mercury observations in the Arctic and effects of temperature and other atmospheric conditions. Atmospheric Chemistry and Physics 10, 4661-4672.

Constant, P., L. Poissant, R. Villemur and D. Lean, 2007. Fate of mercury and methylmercury within the snow cover at Whapmagoostui-Kuujjuarapik (Québec, Canada). Journal of Geophysical Research-Atmospheres 112, D08309.

Converse, A. D., A. L. Riscassi and T. M. Scanlon, 2010. Seasonal variability in gaseous mercury fluxes measured in a high-elevation meadow. Atmospheric Environment 44, 2176-2185.

Coolbaugh, M. F., M. S. Gustin and J. J. Rytuba, 2002. Annual emissions of mercury to the atmosphere from natural sources in Nevada and California Environmental Geology 42, 338-349.

Côté, J., J. G. Desmarais, S. Gravel, A. Méthot, A. Patoine, M. Roch and A. Staniforth, 1998a. The operational CMC-MRB global environmental multiscale (GEM) model. Part II: Results. Monthly Weather Review 126, 1397-1418.

Côté, J., S. Gravel, A. Méthot, A. Patoine, M. Roch and A. Staniforth, 1998b. The operational CMC-MRB global environmental multiscale (GEM) model. Part I: Design considerations and formulation. Monthly Weather Review 126, 1373-1395.

Dastoor, A., D. Davignon, N. Theys, M. van Roozendael, A. Steffen and P. Ariya, 2008. Modeling dynamic exchange of gaseous elemental mercury at polar sunrise. Environmental Science & Technology 42, 5183-5188.

Dastoor, A. P. and Y. Larocque, 2004. Global circulation of atmospheric mercury: A modeling study. Atmospheric Environment 38, 147-161.

Demers, J. D., C. T. Driscoll, T. J. Fahey and J. B. Yavitt, 2007. Mercury cycling in litter and soils in different forest types in the Adirondack region, New York, USA. Ecological Applications 17, 1341-1351.

Dommergue, A., C. P. Ferrari, P.-A. Gauchard, C. F. Boutron, L. Poissant, M. Pilote, P. Jitaru and F. Adams, 2003. The fate of mercury species in a sub-arctic snow-pack during snowmelt. Geophysical Research Letters 30, doi: 10.1029/2003GL017308.

Dommergue, A., E. Bahlmann, R. Ferrara and C. F. Boutron, 2007. Laboratory simulation of Hg^o emissions from a snowpack. Analytical and Bioanalytical Chemistry 388, 319-327.

Dommergue, A., C. P. Ferrari, M. Amyot, S. Brooks, F. Sprovieri and A. Steffen, 2009. Spatial Coverage and Temporal Trends of Atmospheric Mercury Measurements in Polar Regions, in: N. Pirrone and R. P. Mason (Ed.), Mercury Fate and Transport in the Global Atmopshere. Emissions, Measurements and Models, Soringer, New York 293-321.

Donohoue, D. L., D. Bauer and A. J. Hynes, 2005. Temperature and pressure dependent rate coefficients for the reaction of Hg with Cl and the reaction of Cl with Cl: A pulsed laser photolysis-pulsed laser induced fluorescence study. Journal of Physical Chemistry A 109, 7732-7741.

Donohoue, D. L., D. Bauer, B. Cossairt and A. J. Hynes, 2006. Temperature and pressure dependent rate coefficients for the reaction of Hg with Br and the reaction of Br with Br: A pulsed laser photolysis-pulsed laser induced fluorescence study. Journal of Physical Chemistry A 110, 6623-6632.

Draxler, R. R. and G. D. Rolph: HYSPLIT Model, http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html, access: February 20, 2011, NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD, 2003.

Durnford, D., A. Dastoor, D. Figueras-Nieto and A. Ryjkov, 2010. Long range transport of mercury to the Arctic and across Canada. Atmospheric Chemistry and Physics 10, 6063-6086.

Durnford, D. and A. Dastoor, 2011a. The behavior of mercury in the cryosphere: A review of what we know from observations. Journal of Geophysical Research D: Atmospheres 116, D06305.

Durnford, D. and A. Dastoor, 2011b. The behavior of mercury in the cryosphere: A review of what we know from observations. Journal of Geophysical Research D: Atmospheres 116,

Ebinghaus, R., S. G. Jennings, W. H. Schroeder, T. Berg, T. Donaghy, R. Ferrara, J. Guentzel, D. Kenny, H. H. Kock, K. Kvietkus, W. Landing, B. Mazzolai, Mühleck, J. Munthe, E. M. Prestbo, D. Schneeberger, S. F., J. Sommar, A. Urba, D. Wallschläger and Z. Xiao, 1999. International field intercomparison measurements of atmospheric mercury species at Mace Head, Ireland. Atmospheric Environment 33, 3063-3073.

Ebinghaus, R., H. H. Kock, C. Temme, J. W. Einax, A. G. Lowe, A. Richter, J. P. Burrows and W. H. Schroeder, 2002. Antarctic springtime depletion of atmospheric mercury. Environmental Science & Technology 36, 1238-1244.

Ebinghaus, R., S. G. Jennings, H. H. Kock, R. G. Derwant, A. J. Manning and T. G. Spain, 2011. Decreasing trends in total gaseous mercury in baseline air at Mace Head, Ireland from 1996-2009. Atmospheric Environment 159, 1577-1583.

Eckley, C. S., M. Gustin, M. B. Miller and F. Marsik, 2011. Scaling non-point-source mercury emissions from two active industrial gold mines: Influential variables and annual emission estimates Environmental Science and Technology 42, 392-399.

Edgerton, E. S., B. E. Hartsell and J. J. Jansen, 2006. Mercury speciation in coal-fired power plant plumes observed at three surface sites in the Southeastern U.S. Environmental Science and Technology 40, 4563-4570.

Engle, M. A., M. T. Tate, D. P. Krabbenhoft, A. Kolker, M. L. Olson, E. S. Edgerton, J. F. DeWild and A. K. McPherson, 2008. Characterization and cycling of atmospheric mercury along the central US Gulf Coast. Applied Geochemistry 23, 419-437.

Engle, M. A., M. T. Tate, D. P. Krabbenhoft, J. J. Schauer, A. Kolker, J. B. Shanley and M. H. Bothner, 2010. Comparison of atmospheric mercury speciation and deposition at nine sites across central and eastern North America. Journal of Geophysical Research - Atmospheres 115, D18306.

Ericksen, J. A., M. S. Gustin, D. E. Schorran, D. W. Johnson, S. E. Lindberg and J. S. Coleman, 2003. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. Atmospheric Environment 37, 1613-1622.

Erisman, J. W., C. Beier, G. Draijers and S. E. Lindberg, 1994. Review of deposition monitoring. Tellus 46B, 79-93.

Fain, X., C. P. Ferrari, A. Dommergue, M. R. Albert, M. Battle, J. Severinhaus, L. Arnaud, J.-M. Barnola, W. Cairns, C. Barbante and C. Boutron, 2009a. Polar firn air reveals large-scale impact of anthropogenic mercury emissions during the 1970s. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 106, 16114-16119.

Fain, X., D. Obrist, A. G. Hallar, I. McCubbin and T. Rahn, 2009b. High levels of reactive gaseous mercury observed at a high elevation research laboratory in the Rocky Mountains. Atmospheric Chemistry and Physics 9, 8049-8060.

Ferrari, C. P., P. A. Gauchard, A. Dommergue, O. Magand, S. Nagorski, C. F. Boutron, C. Temme, E. Bahlmann, R. Ebinghaus, A. Steffen, C. Banic, K. Aspmo, T. Berg, F. Planchon and C. Barbante, 2005. Snow to air exchange of mercury in an Arctic seasonal snow pack in Ny-Alesund, Svalbard. Atmospheric Environment 39, 7633-7645.

Fisher, J. A., D. J. Jacob, A. L. Soerensen, H. M. Amos, A. Steffen and E. M. Sunderland, 2012. Riverine source of Arctic Ocean mercury inferred from atmospheric observations. Nature Geoscience 5, 499-504.

Fleck, J. A., D. F. Grigal and E. A. Nater, 1999. Mercury uptake by trees: an observational experiment. Water, Air, and Soil Pollution 115, 513-523.

Frescholtz, T. F., M. S. Gustin, D. E. Schorran and G. C. Fernandez, 2003. Assessing the source of mercury in foliar tissue of quaking aspen. Environmental Toxicology and Chemistry 22, 2114-2119.

Gabriel, M., D. Williamson and S. Brooks, 2005. Atmospheric speciation of mercury in two contrasting Southeastern US airsheds. Atmospheric Environment 39, 4947-4958.

Gardfeldt, K., J. Sommar, D. Stromberg and X. Feng, 2001. Oxidation of Atomic Mercury by Hydroxyl Radicals and Photoinduced Decomposition of Methylmercury in the Aqueous Phase. Atmospheric Environment 35, 3039-3047.

Gardfeldt, K. and M. Jonsson, 2003. Is Bimolecular Reduction of Divalent Mercury Complexes Possible in Aqueous Systems of Environmental Importance. J. Phys. Chem. A 107, 4478-4482.

Gilbert, R. O., 1987. Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring, Van Nostrand Reinhold Company, New York, 204-240.

Goodsite, M. E., J. M. C. Plane and H. Skov, 2004. A theoretical study of the oxidation of Hg⁰ to HgBr₂ in the troposphere. Environmental Science & Technology 38, 1772-1776.

Graydon, J. A., V. St. Louis, H. Hintlemann, S. E. Lindberg, K. A. Sandilands, J. W. M. Rudd, C. A. Kelly, B. Hall and L. D. Mowat, 2008. Long-term wet and dry deposition of total and methyl mercury in the remote boreal ecoregion of Canada. Environmental Science and Technology 42, 8345-8351.

Graydon, J. A., V. L. St. Louis, H. Hintlemann, S. E. Lindberg, K. A. Sandilands, J. W. M. Rudd, C. A. Kelly, M. T. Tate, D. P. Krabbenhoft and I. Lehnherr, 2009. Investigation of uptake and rentention of atmospheric Hg (II) by boreal forest plants using stable isotopes. Environmental Science and Technology 43, 4690-4966.

Greig, G., H. E. Gunning and O. P. Strausz, 1970. Reactions of metal atoms. III. The combination of mercury and iodine atoms and the spectrum of Hgl. Journal of Chemical Physics 52, 4566-4568.

Grigal, D. F., R. K. Kolka, J. A. Fleck and E. A. Nater, 2000. Mercury budget of an upland-peatland watershed. Biogeochemisty 50, 95-109.

Guo, H., T. Wang and P. K. K. Louie, 2004. Source apportionment of ambient non-methane hydrocarbons in Hong Kong: Application of a principal component analysis/absolute principal scores (PCA/APCS) receptor model. Environmental Pollution 129, 489-498.

Gustin, M. and D. Jaffe, 2010. Reducing uncertainty in measurement and understanding of mercury in the atmosphere. Environmental Science & Technology 44, 2222-2227.

Gustin, M. S., S. E. Lindberg and P. J. Weisberg, 2008. An update on the natural sources and sinks of atmospheric mercury. Applied Geochemistry 23, 482-493.

Hall, B. and N. Bloom: Investigation of the Chemical Kinetics of Mercury Reactions, in: Report to EPRI: Palo Alto, California., 1993.

Hall, B. D., 1995. The gas-phase oxidation of elemental mercury by ozone. Water Air and Soil Pollution 80, 301-315.

Henderson, P. J. and I. McMartin, 1995. Mercury distribution in humus and surficial sediments, Flin Flon, Manitoba, Canada. Water, Air, and Soil Pollution 80, 1043-1046.

Henderson, P. J., I. McMartin, G. E. Hall, J. B. Percival and D. A. Walker, 1998. The chemical and physical characteristics of heavy meals in humus and till in the vicinity of the base metal smelter at Flin Flon, Manitoba, Canada Environmental Geology 34, 39-58.

Holmes, C. D., D. J. Jacob and X. Yang, 2006. Global lifetime of elemental mercury against oxidation by atomic bromine in the free troposphere. Geophysical Research Letters 33, L20808.

Holmes, C. D., D. J. Jacob, E. S. Corbitt, J. Mao, X. Yang, R. Talbot and F. Slemr, 2010. Global atmospheric model for mercury including oxidation by bromine atoms. Atmospheric Chemistry and Physics 10, 12037-12057.

Huang, J., H. Choi, P. K. Hopke and T. M. Holsen, 2010. Ambient mercury sources in Rochester, NY: Results from Principle Components Analysis (PCA) of mercury monitoring network data. Environmental Science and Technology 44, 8441-8445.

Hynes, A. J., D. L. Donohoue, M. E. Goodsite and I. M. Hedgecock, 2009. Our Current Understanding of Major Chemical and Physical Processes Affecting Mercury Dynamics in the Atmosphere and at the Air-Water/Terrestrial Interfaces, in: N. Pirrone and R. P. Mason (Ed.), Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere, Springer, New York, 427-457.

Iverfeldt, A. and O. Lindqvist, 1986. Atmospheric oxidation of elemental mercury by ozone in the aqueous phase. Atmospheric Environment 20, 1567-1573.

Iverfeldt, A., 1991. Occurrence and turnover of atmospheric mercury over the Nordic countries. Water, Air, and Soil Pollution 56, 251-265.

Johnson, D. W. and S. E. Lindberg, 1995. The biogeochemical cycling of Hg in forests - alternative methods for quantifying total deposition and soil emission. Water, Air, and Soil Pollution 80, 1069-1077.

Keeler, G. J., N. Pirrone, R. Bullock and S. Sillman, 2009. The need for a coordinated global mercury monitoring netword for global and regional models validations, in: N. a. M. Pirrone, R.P. (Ed.), Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere. Springer, New York, 223-321., Springer, New York, 391-424.

Kellerhals, M., S. Beauchamp, W. Belzer, P. Blanchard, F. Froude, B. Harvey, K. McDonald, M. Pilote, L. Poissant, K. Puckett, W. H. Schroeder, A. Steffen and R. Tordon, 2003. Temporal and spatial variability of total gaseous mercury in Canada: Results from the Canadian Atmospheric Mercury Measurement Network (CAMNet). Atmospheric Environment 37, 1003-1011.

- Khalizov, A. F., B. Viswanathan, P. Larregaray and P. A. Ariya, 2003. A theoretical study on the reactions of Hg with halogens: Atmospheric implications. Journal of Physical Chemistry A 107, 6360-6365.
- Kim, K.-H., R. Ebinghaus, W. H. Schroeder, P. Blanchard, H. H. Kock, A. Steffen, F. A. Froude, M.-Y. Kim, S. Hong and J.-H. Kim, 2005. Atmospheric mercury concentrations from several observatory sites in the Northern Hemisphere. Journal of Atmospheric Chemistry 50, 1-24.
- Kirk, J. L., V. L. St. Louis and M. J. Sharp, 2006. Rapid reduction and reemission of mercury deposited into snow packs during atmospheric mercury depletion events at Churchill, Manitoba, Canada. Environmental Science & Technology 40, 7590-7596.
- Kock, H. H., E. Bieber, R. Ebinghaus, T. G. Spain and B. Thees, 2005. Comparison of long-term trends and seasonal variations of atmospheric mercury concentrations at the two European coastal monitoring stations Mace Head, Ireland, and Zingst, Germany. Atmospheric Environment 39, 7549-7556.
- Kos, G., A. Ryzhkov, A. Dastoor, J. Narayan, A. Steffen, P. A. Ariya and L. Zhang, 2012. Evaluation of discrepancy between measured and modeled oxidized mercury species. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions 12, 17245-17293.
- Kuhn, M., 2001. The nutrient cycle through snow and ice, a review. Aquatic Science 63, 150-167.
- Lalonde, J. D., A. J. Poulain and M. Amyot, 2002. The role of mercury redox reactions in snow on snow-to-air mercury transfer. Environmental Science & Technology 36, 174-178.
- Lalonde, J. D., M. Amyot, M. R. Doyon and J. C. Auclair, 2003. Photo-induced Hg(II) reduction in snow from the remote and temperate Experimental Lakes Area (Ontario, Canada). Journal of Geophysical Research-Atmospheres 108, 4200.
- Landis, M., R. K. Stevens, F. Schaedlich and E. M. Prestbo, 2002. Development and characterization of an annular denuder methodology for the measurement of divalent inorganic reactive gaseous mercury in

- ambient air. Environmental Science & Technology 36, 3000-3009.
- Li, C., J. Cornett, S. Willie and J. Lam, 2009. Mercury in Arctic air: The long-term trend. Science of the Total Environment 407, 2756-2759.
- Lin, C.-J. and S. O. Pehkonen, 1998a. Oxidation of Elemental Mercury by Aqueous Chlorine (HOCI/OCI-): Implications for Tropospheric Mercury Chemistry. Journal of Geophysical Research 103, 28093-28102.
- Lin, C.-J., P. Pongprueksa, S. E. Lindberg, S. O. Pehkonen, D. Byun and C. Jang, 2006. Scientific Uncertainties in Atmospheric Mercury Models I: Model Science Evaluation. Atmospheric Environment 40, 2911-2928.
- Lin, C. J. and S. O. Pehkonen, 1997. Aqueous free radical chemistry of mercury in the presence of iron oxides and ambient aerosol. Atmospheric Environment 31, 4125-4137.
- Lin, C. J. and S. O. Pehkonen, 1998b. Oxidation of elemental mercury by aqueous chlorine (HOCI/OCI-): Implications for tropospheric mercury chemistry. Journal of Geophysical Research-Atmospheres 103, 28093-28102.
- Lin, C. J., 2006. Scientific uncertainties in atmospheric mercury models I: Model science evaluation. Atmospheric Environment 40, 2911-2928.
- Lin, S. and P. A. Ariya, 2008. Reduction of oxidized mercury species by dicarboxylic acids (C2-C4): Kinetics and products studies. Environmental Science and Technology 42, 5150-5155.
- Lindberg, S., R. Bullock, R. Ebinghaus, D. R. Engstrom, X. Feng, W. F. Fitzgerald, N. Pirrone, E. Prestbo and C. Seigneur, 2007. A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition. Ambio 36, 19-32.
- Lindberg, S. E., T. P. Meyers, G. E. Taylor Jr, R. R. Turner and W. H. Schroeder, 1992. Atmosphere-surface exchange of mercury in a forest: results of modeling and gradient approaches. Journal of Geophysical Research 97, 2519-2528.

Lindberg, S. E., S. Brooks, C.-J. Lin, K. J. Scott, M. S. Landis, R. K. Stevens, M. Goodsite and A. Richter, 2002. Dynamic oxidation of gaseous mercury in the Arctic troposphere at polar sunrise. Environmental Science & Technology 36, 1245-1256.

Liu, B., G. J. Keeler, J. T. Dvonch, J. A. Barres, M. M. Lynam, F. J. Markis and J. T. Morgan, 2007. Temporal variability of mercury speciation in urban air. Atmospheric Environment 41, 1911-1923.

Lohman, K., C. Seigneur, E. Edgerton and J. Jansen, 2006. Modeling mercury in power plant plumes. Environmental Science and Technology 40, 3848-3854.

Lyman, S. N., D. A. Jaffe and M. S. Gustin, 2010. Release of mercury halides from KCl denuders in the presence of ozone. Atmospheric Chemistry and Physics 10, 8197-8204.

Lynam, M. M. and G. J. Keeler, 2006. Source-receptor relationships for atmospheric mercury in urban Detroit, Michigan. Atmospheric Environment 40, 3144-3155.

Lyng, R., K. Curtis and L. Marshall: JV Task 94 - Air Quality V: Mercury, Trace Elements, SO₃, and Particulate Matter Conference in: Full-scale testing of mercury emissions at Ontario Power Generation's Nanticoke GS and the potential for mercury control. Air Quality V Conference, 18-21 September, 2005, Arlington, Virginia., U.S. Department of Energy, Pittsburgh, 2005.

Mason, R., 2009. Mercury Emissions from Natural Processes and their Importance in the Global Mercury Cycle, in: N. Pirrone and R. Mason (Ed.), Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere, Springer, New York. 173-191.

Mazur, M., R. Mintz, M. Lapalme and B. J. Wiens, 2009. Ambient air total gaseous mercury concentrations in the vicinity of coal-fired power plants in Alberta, Canada. Science of the Total Environment 408, 373-381.

McEachern, D. B. and S. F. Phillips: Monitoring for Mercury and Lead in Blueberry Plants (*Vaccinium myrtilloides* (Michx)) of the Flin Flon Area, 1980 and 1981, in: Environmental Management Services Branch, Department of Environment and Workplace Safety and Health, 83-12, 1983.

McMartin, I., P. J. Henderson and E. Nielsen, 1999. Impact of a base metal smelter on the geochemistry of soils of the Flin Flon region, Manitoba and Saskatchewan. Canadian Journal of Earth Sciences 36, 141-160.

McMillan, A. C., D. MacIver and W. B. Sukloff, 2000. Atmospheric environmental information - an overview with Canadian examples. Environmental Modelling & Software 15, 245-248.

Meier, C. E., J. A. Stanturf and E. S. Gardiner, 2006. Litterfall in the hardwood forest of a minor alluvial-floodplain. Forest Ecology and Management 234, 60-77.

Mester, Z., J. Lam, R. Sturgeon and J. Pawliszyn, 2000. Determination of methylmercury by solid-phase microextraction inductively coupled plasma mass spectrometry: a new sample introduction method for volatile metal species. Journal of Analytical Spectroscopy 15, 837-842.

Mosbaek, H., J. C. Tjell and T. Sevel, 1988. Plant uptake of airborne mercury in background areas. Chemosphere 17, 1227-1236.

Mowat, L. D., V. St. Louis, J. A. Graydon and I. Lehnherr, 2011. Influence of forest canopies on the deposition of methylmercury to boreal ecosystem watersheds. Environmental Science and Technology 45, 5178-5185.

Munthe, J., Z. F. Xiao and O. Lindqvist, 1991. The Aqueous Reduction of Divalent Mercury by Sulfite. Water, Air, and Soil Pollution 56, 621-630.

Munthe, J., 1992. The Aqueous Oxidation of Elemental Mercury by Ozone. Atmospheric Environment 26A, 1461-1468.

Munthe, J., I. Wangberg, N. Pirrone, A. Iverfeldt, R. Ferrara, R. Ebinghaus, X. Feng, K. Gardfeldt, G. Keeler, E. Lanzillotta, S. E. Liundberg, J. Lu, Y. Mamane, E. Prestbo, S. Schmolke, W. H. Schroeder, J. Sommar, F. Sprovieri, R. K. Stevens, W. Stratton, G. Tuncel and A. Urba, 2001. Intercomparison of methods for sampling and analysis of atmospheric mercury species. Atmospheric Environment 35, 3007-3017.

Nair, U. S., Y. Wu, J. Walters, J. Jansen and E. S. Edgerton, 2012. Diurnal and seasonal variation of mercury species at coastal-suburban, urban, and rural sites in the southeastern United States. Atmospheric Environment 47, 499-508.

Nguyen, H. T., K. H. Kim, Z. H. Shon and S. Hong, 2009. A review of atmospheric mercury in the polar environment. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 39, 552-584.

NPRI: Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants (National: 1990-2010), http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=en&n=0EC58C98-, access: June, 2012.

Outridge, P. M., N. Rausch, J. B. Percival, W. Shotyk and R. McNeely, 2011.

Comparison of mercury and zinc profiles in peat and lake sediment archives with historical changes in emissions from the Flin Flon metal smelter, Manitoba, Canada. Science of the Total Environment 409, 548-536.

P'yankov, V. A., 1949. Kinetics of the Reaction between Mercury Vapor and Ozone. Zhurnal Obshchei Khimii -Journal of General Chemistry 19, 187-192.

Pacyna, E. G., J. M. Pacyna, F. Steenhuisen and S. Wilson, 2006. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. Atmospheric Environment 40, 4048-4063.

Pacyna, E. G., J. M. Pacyna, K. Sundseth, J. Munthe, K. Kindbom, S. Wilson, F. Steenhuisen and P. Maxson, 2010. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. Atmospheric Environment 44, 2487-2499.

Pal, B. and P. A. Ariya, 2004a. Studies of ozone initiated reactions of gaseous mercury: Kinetics, product studies, and atmospheric implications. Journal of Physical Chemistry-Chemical Physics 6, 572-579.

Pal, B. and P. A. Ariya, 2004b. Gas-phase HO-initiated reactions of elemental mercury: Kinetics, product studies, and atmospheric implications. Environmental Science and Technology 38, 5555-5566.

Pehkonen, S. O. and C. J. Lin, 1998. Aqueous Photochemistry of Divalent Mercury with Organic Acids. Journal of the Air & Waste Management Association 48, 144-150.

Peterson, C., M. Gustin and S. Lyman, 2009. Atmospheric mercury concentrations and speciated measured from 2004 to 2007 in Reno, Nevada, USA. Atmospheric Environment 43, 4646-4654.

Pirrone, N., S. Cinnirella, X. Feng, R. B. Finkelman, H. R. Friedli, J. Leaner, R. Mason, A. B. Mukherjee, G. B. Stracher, D. G. Streets and K. Telmer, 2010. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. Atmospheric Chemistry and Physics 10, 5951-5964.

Poissant, L., 1997. Field observation of total gaseous mercury behaviour: Interactions with ozone concentration and water vapour mixing ratio in air at a rural site. Water, Air, and Soil Pollution 97, 341-353.

Poissant, L. and A. Casimir, 1998. Water-air and soil-air exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites. Atmospheric Environment 32, 883-893.

Poissant, L., M. Pilote, X. Xu, H. Zhang and C. Beauvais, 2004. Atmospheric mercury speciation and deposition in the Bay St. Francois wetlands. Journal of Geophysical Research - Atmospheres 109, D11301.

Poissant, L., M. Pilote, C. Beauvais, P. Constant and H. H. Zhang, 2005. A year of continuous measurements of three atmospheric mercury species (GEM, RGM and Hgp) in southern Quebec, Canada. Atmospheric Environment 39, 1275-1287.

Poissant, L., M. Pilote, E. Yumvihoze and D. Lean, 2008a. Mercury concentrations and foliage/atmosphere fluxes in a maple forest ecosystem in Québec, Canada. Journal of Geophysical Research 113, D10307.

Poissant, L., H. H. Zhang, J. Canário and P. Constant, 2008b. Critical review of mercury fates and contamination in the arctic tundra ecosystem. Science of the Total Environment 400, 173-211.

Poulain, A. J., J. D. Lalonde, J. D. Amyot, J. A. Shead, F. Raofie and P. A. Ariya, 2004. Redox transformations of mercury in an Arctic snowpack at springtime. Atmospheric Environment 38, 6763-6774.

Poulain, A. J., E. Garcia, J. D. Amyot, P. G. C. Campbell, F. Raofie and P. A. Ariya, 2007. Biological and chemical redox transformations of mercury in fresh and salt waters of the high Arctic during spring and summer. Environmental Science & Technology 41, 1883-1888.

Poulain, A. J., V. Roy and M. Amyot, 2007. Influence of temperate mixed and deciduous tree covers on Hg concentrations and photoredox transformations in snow. Geochimica et Cosmochimica Acta 71, 2448-2462.

Prestbo, E. M. and D. A. Gay, 2009. Wet deposition of mercury in the U.S. and Canada, 1996-2005: Results and analysis of the NADP mercury deposition network (MDN). Atmospheric Environment 43, 4223-4233.

Raofie, F. and P. A. Ariya, 2003. Reactions of BrO with mercury: kinetic studies. Journal de Physique IV 107, 1119-1121.

Raofie, F. and P. A. Ariya, 2004a. First evidence for stable Hg⁺1 in the aerosols. Environmental Science & Technology 38, 4319-4326.

Raofie, F. and P. A. Ariya, 2004b. Product Study of the Gas-Phase BrO-Initiated Oxidation of Hg: Evidence for Stable Hg1+ Compounds. Environ. Sci. Technol. 38, 4319-4326.

Raofie, F., G. Snider and P. A. Ariya, 2008. Reaction of gaseous mercury with molecular iodine, atomic iodine, and iodine oxide radicals - Kinetics, product studies, and atmospheric implications. Canadian Journal of Chemistry 86, 811-820.

Risch, M. R., J. F. DeWild, D. P. Krabbenhoft, R. K. Kolka and L. Zhang, 2011. Litterfall mercury dry deposition in the eastern USA. Environmental Pollution Rutter, A. P., D. C. Snyder, E. A. Stone, J. J. Schauer, R. Gonzalez-Abraham, L. T. Molina, C. Marquez, B. Cardenas and B. de Foy, 2009. In situ measurements of speciated atmospheric mercury and the identification of source regions in the Mexico City Metropolitan Area. Atmospheric Chemistry and Physics 9, 207-220.

Sanei, H., P. M. Outridge, F. Goodarzi, F. Wang, D. Armstrong, K. Warren and L. Fishback, 2010. Wet deposition mercury fluxes in the Canadian sub-Arctic and southern Alberta, measured using an automated precipitation collector adapted to cold regions. Atmospheric Environment 44, 1672-1681.

Schroeder, W. H., G. Keeler, H. Kock, P. Roussel, D. Schneeberger and F. Schaedlich, 1995. International field intercompaison of atmospheric mercury measurement methods. Water, Air, and Soil Pollution 80, 611-620.

Schroeder, W. H., K. G. Anlauf, L. A. Barrie, J. Y. Lu, A. Steffen, D. R. Schneeberger and T. Berg, 1998. Arctic springtime depletion of mercury. Nature 394, 331-332.

Schroeder, W. H. and J. Munthe, 1998. Atmospheric mercury - An overview. Atmospheric Environment 32, 809-822.

Seigneur, C., K. Lohman, K. Vijayaraghavan and R. L. Shia, 2003. Contributions of global and regional sources to mercury deposition in New York State. Environmental Pollution 123, 365-373.

Shepler, B. C. and K. A. Peterson, 2003. Mercury monoxide: A systematic investigation of its ground electronic state. Journal of Physical Chemistry A 107, 1783-1787.

Shepler, B. C., N. B. Balabanov and K. Peterson, 2005. Ab initio thermochemistry involving heavy atoms: An investigation of the reactions Hg + IX (X = I, Br, CI, O). Journal of Physical Chemistry 109, 10363-10372.

Shepler, B. C. and e. al., 2007. Aqueous Microsolvation of Mercury Halide Species. Journal of Physical Chemistry A 111, 11342-11349.

Simpson, W., R. Von Glasow, K. Riedel, P. Anderson, P. A. Ariya, J. Bottenheim, J. P. Burrows, L. Carpenter, U. Freisse, M. Goodsite, D. Heard, M. Hutterli, H.-W. Jacobi, L. Kaleschke, B. Neff, J. Plane, U. Platt, A. Richter, H. Roscoe, R. Sander, P. B. Shepson, J. Sodeau, A. Steffen, T. Wagner and E. Wolff, 2007. Halogens and their role in polar boundary-layer ozone depletion. Atmospheric Chemistry and Physics 7, 4375-4418.

Skov, H., J. H. Christensen, N. Z. Heidam, B. Jensen, P. Wahlin and G. Geernaert, 2004. Fate of elemental mercury in the Artcic during atmospheric depletion episodes and the load of atmospheric mercury to the Arctic. Environmental Science & Technology 38, 2373-2382.

Slemr, F., G. Schuster and W. Seiler, 1985. Distribution of speciation and budget of atmospheric mercury. Journal of Atmospheric Chemistry 3, 407-434.

Slemr, F. and H. E. Schell, 1998. Trends in atmospheric mercury concentrations at the summit of the Wank Mountain, southern Germany. Atmospheric Environment 32, 845-853.

Slemr, F., E. Brunke, R. Ebinghaus, C. Temme, J. Munthe, I. Wängberg, W. H. Schroeder, A. Steffen and T. Berg, 2003. Worldwide trend of atmospheric mercury since 1977. Geophysical Research Letters 30, 23-21.

Slemr, F., R. Ebinghaus, M. Brenninkmeijer, M. Hermann, H. H. Kock, B. G. Martinsson, T. Schuck, D. Sprung, P. Van Velthoven, A. Zahn and H. Ziereis, 2009. Gaseous mercury distribution in the upper troposphere and lower stratosphere observed onboard the CARIBIC passenger aircraft. Atmospheric Chemistry and Physics 9, 1957-1969.

Slemr, F., E. G. Brunke, R. Ebinghaus and J. Kuss, 2011. Worldwide trend of atmospheric mercury since 1995. Atmospheric Chemistry and Physics 11, 4779-4787.

Snider, G., F. Raofie and P. A. Ariya, 2008. Effects of relative humidity and CO(g) on the O_3 -initiated oxidation reaction of $Hg^0(g)$: Kinetic and product studies. Journal of Physical Chemistry-Chemical Physics 10, 5616-5623.

Snyder, D. C., T. R. Dallmann, J. J. Schauer, T. Holloway and M. J. Kleeman, 2008. Direct observation of the break-up of a nocturnal inversion layer using elemental mercury as a tracer. Geophysical Research Letters 35, L17812.

Soerensen, A. L., D. J. Jacob, D. G. Streets, M. L. I. Witt, R. Ebinghaus, R. P. Mason, M. Andersson and E. M. Sunderland, 2012. Multi-decadal decline of mercury in the North Atlantic atmosphere explained by changing subsurface seawater concentrations. Geophysical Research Letters 39, L21810.

Sommar, J., M. Hallquist, E. Ljungstrom and o. Lindqvist, 1997a. On the Gas Phase Reactions between Volatile Biogenic Mercury Species and the Nitrate Radical. Journal of Atmospheric Chemistry 27, 233-247.

Sommar, J., M. Hallquist, E. Ljungström and O. Lindqvist, 1997b. On the gas phase reactions between volatile biogenic mercury species and the nitrate radical. Journal of Atmospheric Chemistry 27, 233-247.

Sommar, J., K. Gardfeldt, D. Stromberg and X. Feng, 2001. A kinetic study of the gas-phase reaction between the hydroxyl radical and atomic mercury. Atmospheric Environment 35, 3049-3054.

Spicer, C. W.: Kinetics of Gas-Phase Elemental Mercury Reaciton with Halogen Species, Ozone, and Nitrate Radical under Atmospheric Conditions, in: Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, Florida, 2002. Spicer, C. W., A. L. Sumner, J. Satola and R. Mangaraj: Report on Kinetics of Mercury Reactions in the Atmosphere, in: US EPA, 2005.

St. Louis, V. L., J. W. M. Rudd, C. A. Kelly, B. D. Hall, K. R. Rolfhus, K. J. Scott, S. E. Lindberg and W. Dong, 2001. Importance of the forest canopy to fluxes of methyl mercury and total mercury to boreal ecosystems. Environmental Science and Technology 35, 3089-3098.

Stamenkovic, J. and M. S. Gustin, 2009. Nonstomatal versus stomatal uptake of atmospheric mercury. Environmental Science and Technology 43, 1367-1372.

Steffen, A. and W. Schroeder: Standard Operating Procedures Manual for Total Gaseous Mercury Measurements in, Toronto, 1999.

Steffen, A., W. H. Schroeder, J. Bottenheim, J. Narayan and J. D. Fuentes, 2002. Atmospheric mercury concentrations: measurements and profiles near snow and ice surfaces in the Canadian Arctic during Alert 2000. Atmospheric Environment 36, 2653-2661.

Steffen, A., W. H. Schroeder, R. Macdonald, L. Poissant and A. Konoplev, 2005.

Mercury in the Arctic atmosphere: an analysis of eight years of measurements of GEM at Alert (Canada) and a comparison with observations at Amderma (Russia) and Kuujjuarapik (Canada). Science of the Total Environment 342, 185-198.

Steffen, A., T. Douglas, M. Amyot, P. Ariya, K. Aspmo, T. Berg, J. Bottenheim, S. Brooks, F. D. Cobbett, A. Dastoor, A. Dommergue, R. Ebinghaus, C. Ferrari, K. Gardfeldt, M. E. Goodsite, D. Lean, A. J. Poulain, C. Scherz, H. Skov, J. Sommar and C. Temme, 2008. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. Atmospheric Chemistry and Physics 8, 1445-1482.

Steffen, A., T. Scherz, M. L. Olson, D. A. Gay and P. Blanchard, 2012. A comparison of data quality control protocols for atmospheric mercury speciation measurements Journal of Environmental Monitoring 14, 752-765.

Streets, D. G., M. K. Devane, Z. Lu, E. M. Sunderland and D. J. Jacob, 2011. All-time releases of mercury to the atmosphere from human activities. Environmental Science and Technology 45, 10485-10491.

Subir, M., P. A. Ariya and A. P. Dastoor, 2011. A review of uncertainties in atmospheric modeling of mercury chemistry I. Uncertainties in existing kinetic parameters - fundamental limitations and the importance of heterogeneous chemistry. Atmospheric Environment 45, 5664-5676.

Subir, M., P. A. Ariya and A. P. Dastoor, 2012. A review of the sources of uncertainties in atmospheric mercury modeling II. Mercury surface and heterogeneous chemistry - a missing link. Atmospheric Environment 46, 1-10.

Sukloff, W. B., R. J. Vet and S.-M. Li, 2006. Data management and archiving for the Pacific 2001 Air Quality Study. Atmospheric Environment 40, 2783-2795.

Sumner, A. L., 2005. Where We Stand on Mercury Pollution and its Health Effects on Regional and Global Scales, in: N. Pirrone and K. R. Mahaffey (Ed.), Dynamics of mercury pollution on regional and global scales. Atmospheric processes and human exposures around the world, Springer, US, 1-21.

Sumner, A. L., C. W. Spicer, J. Satola, R. Mangaraj, K. A. Cowen, M. S. Landis, R. K. Stevens and T. D. Atkenson, 2005. Environmental Chamber Studies of Mercury Reactions in the Atmosphere, in: N. Pirrone and K. R. Mahaffey (Ed.), Dynamics of Mercury Pollution on Regional and Global Scales: Atmospheric Processes and Human Exposures Around the World, Springer, New York, 193-210.

Swartzendruber, P. C., D. A. Jaffe, E. Prestbo, P. Weiss-Penzias, N. E. Selin, R. Park, D. J. Jacob, S. Strode and L. Jaegle, 2006. Observations of reactive gaseous mercury in the free troposphere at the Mount Bachelor Observatory. Journal of Geophysical Research 111, D24301.

Temme, C., J. W. Einax, R. Ebinghaus and W. H. Schroeder, 2003. Measurements of Atmospheric Mercury Species at a Coastal Site in the Antarctic and over the South Atlantic Ocean during Polar Summer. Environmental Science & Technology 37, 22-31.

Temme, C., P. Blanchard, A. Steffen, S. T. Beauchamp, L. Poissant, R. J. Tordon and B. Weins, 2007. Trend, seasonal and multivariate analysis study of total gaseous mercury data from the Canadian Atmospheric Mercury Measurement Network (CAMNet). Atmospheric Environment 41, 5423-5441.

Thurston, G. D. and J. D. Spengler, 1985. A quantitative assessment of source contributions to inhalable particulate matter in metropolitan Boston. Atmospheric Environment 19, 9-25.

Tokos, J. J. S., B. Hall, J. A. Calhoun and E. M. Prestbo, 1998a. Homogeneous gas-phase reaction of Hg $^{\circ}$ with H $_2$ O $_2$, 03, CH3I, AND (CH3)2S: Implications for atmospheric Hg cycling. Atmospheric Environment 32, 823-827.

Tokos, J. J. S., B. Hall, J. A. Calhoun and E. M. Prestbo, 1998b. Homogeneous Gas-Phase Reaction of Hgo with $\rm H_2O_2$, O3, CH3I, and (CH3)2S: Implications for Atmospheric Hg Cycling. Atmospheric Environment 32, 823-827.

Tossell, J. A., 2003. Calculation of the energetics for oxidation of gas-phase elemental Hg by Br and BrO. Journal of Physical Chemistry A 107, 7804-7808.

Tossell, J. A., 2006. Calculation of the energetics for the oligomerization of gas phase HgO and HgS and for the solvolysis of crystalline HgO and HgS. Journal of Physical Chemistry A 110, 2571-2578.

U.S.EPA, 1998. Information Collection Request.

van Belle, G. and J. P. Hughes, 1984. Nonparametric tests for trend in water quality. Water Resources Research 20, 127-136.

Van Loon, L., E. Mader and S. L. Scott, 2000. Reduction of the Aqueous Mercuric Ion by Sulfite: UV Spectrum of HgSO₃ and Its Intramolecular Redox Reaction. The Journal of Chemical Physics A 104, 1621-1626.

Vermette, S., S. Lindberg and N. Bloom, 1995. Field Tests for a Regional Mercury Deposition Network - Sampling Design and Preliminary Test Results. Atmospheric Environment 29, 1247-1251.

Wang, Y., J. Huang, T. J. Zananski, P. K. Hopke and T. M. Holsen, 2010. Impacts of the Canadian forest fires on atmospheric mercury and carbonaceous particles in northern New York. Environmental Science and Technology 44, 8435-8440.

Wang, Z. and S. O. Pehkonen, 2004a. Oxidation of Elemental Mercury by Aqueous Bromine: Atmospheric Implications. Atmospheric Environment 38, 3675-3688.

Wang, Z. and S. O. Pehkonen, 2004b. Oxidation of elemental mercury by aqueous bromine: Atmospheric implications. Atmospheric Environment 38, 3675-3688.

Weiss-Penzias, P., M. S. Gustin and S. N. Lyman, 2009. Observations of speciated atmospheric mercury at three sites in Nevada: Evidence for a free tropospheric source of reactive gaseous mercury. Journal of Geophysical Research D: Atmospheres 114, art. no. D14302.

Xiao, Z. F., J. Munthe, D. Stromberg and O. Lindqvist, 1994. Photochemical Behavior of Inorganic Mercury Compounds in Aqueous Solution, in: C. J. Watras and J. W. Huckabee (Ed.), Mercury as a Global Pollutant -Integration and Synthesis, Lewis Publishers, 581-592.

Yan, N.-Q., S.-H. Liu and S.-G. Chang, 2005. Method for the Study of Gaseous Oxidants for the Oxidation of Mercury Gas. Ind. Eng. Chem. Res 44, 5567-5574.

Zhang, L., S. Gong, J. Padro and L. Barrie, 2001. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. Atmospheric Environment 35, 549-560.

Zhang, L., J. R. Brook and R. Vet, 2003. A revised parameterization for gaseous dry deposition in airquality models. Atmospheric Chemistry and Physics 3, 2067-2082.

Zhang, L., L. P. Wright and P. Blanchard, 2009. A review of current knowledge concerning dry deposition of atmospheric mercury. Atmospheric Environment 43, 5853-5864.

Zhang, L., P. Blanchard, D. A. Gay, E. M. Prestbo, M. R. Risch, D. W. Johnson, J. Narayan, R. Zsolway, T. M. Holsen, E. K. Miller, M. S. Casto, J. A. Graydon, V. St. Louis and J. Dalziel, 2012a. Estimation of speciated and total mercury dry deposition at monitoring locations in eastern and central North America. Atmospheric Chemistry and Physics 12, 4327-4340.

Zhang, L., P. Blanchard, D. W. Johnson, A. Dastoor, A. Ryzhkov, C. J. Lin, K. Vijayaraghavan, D. A. Gay, T. M. Holsen, J. Huang, J. A. Graydon, V. St. Louis, M. S. Castro, E. K. Miller, F. Marsik, L. Poissant, M. Pilote and K. M. Zhang, 2012b.

Chapitre 5:

Devenir et méthylation du mercure dans les zones sèches et les terres humides



Auteur coordinateur: Vincent St. Louis

Auteure principale : Jennifer Graydon

Coauteurs: Carl Mitchell, Claire Oswald, Vincent St. Louis

Collaborateurs (par ordre alphabétique): Paul Arp, Brian Branfireun, John Chételat, Amanda Cole, Ashu Dastoor, Dorothy Durnford, Craig Emmerton, Sarah Ghorpade, Catherine Girard, Britt Hall, Andrew Heyes, Jane Kirk, Linnea Mowat, Mina Nasr, Murray Richardson, Alexandra Steffen, Merritt Turetsky

TABLE DES MATIÈRES

5.2 STRUCTURE DU CHAPITRE – PARCOURS D'UNE MOLECULE DE MERCURE	267
5.3 VÉGÉTATION TERRESTRE	268
5.3.1 Introduction	268
5.3.2 Expérimentation pour déterminer la charge de mercure atmosphérique au Canada et	
aux États-Unis (METAALICUS)	269
5.3.2.1 Couvert	
5.3.2.2 Végétation au sol	273
5.3.3 Concentrations de mercure total ambiant et de méthylmercure dans la végétation terrestre du Canada	274
5.4 CYCLE DU MERCURE DANS LE MANTEAU NEIGEUX	277
5.4.1 Transformation et réémission du mercure élémentaire (Hgº) à partir du manteau neigeux	277
5.4.2 Rétention du mercure dans le manteau neigeux	278
5.5 ÉMISSIONS DE MERCURE ÉLÉMENTAIRE (HG°) APRÈS UN INCENDIE DE FORÊT	281
5.6 CYCLE DU MERCURE DANS LA LITIÈRE	283
5.7 CYCLE DU MERCURE DANS LES ZONES SÈCHES	286
5.7.1 Introduction	286
5.7.2 Concentration de mercure, rapports Hg-C et bassins de mercure	287
Concentrations de mercure total	287
Concentrations de méthylmercure (MeHg)	288
Rapports Hg-C	288
Bassins de mercure	290
5.7.3 Profil spatial	290
Tendances du mercure à petite échelle	291
Tendances du mercure à grande échelle	291
5.8 MÉCANISMES DE CONTRÔLE HYDROLOGIQUE POUR LE TRANSPORT DE MERCURE DANS	202
LES ZONES SÈCHES	
5.8.1 Introduction	
Fonte des neiges	
Événements pluvio-hydrologiques estivaux	
5.8.3 Caractéristiques de la matière organique dissoute et mobilité du mercure dans les sols	200
des zones forestières sèches	200

5.9 PRODUCTION DE MÉTHYLMERCURE ET MOBILITÉ DANS LES ZONES HUMIDES	300
Production de méthylmercure (MeHg)	300
Rôle du sulfate	302
Points sensibles	302
Mobilité du méthylmercure	305
5.10 EXPORTATIONS DE MERCURE TOTAL ET DE MÉTHYLMERCURE DE PETITS BASSINS VERSANTS	
ET DE GRANDS FLEUVES	
5.10.1 Petits bassins versants au Canada	
5.10.2 Grands fleuves au Canada	309
Affluents du fleuve	310
Fleuves Churchill et Nelson	311
Fleuve Saint-Laurent	312
5.11 RÉCAPITULATIF ET PRINCIPALES LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES	312
5.11.1 Résumé des principaux résultats	312
5.11.2 Lacunes en matière de connaissances	314
5 12 DÉCÉDENCES	21/

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES

A% MeHg Proportion du mercure total sous forme de méthylmercure

C Carbone

CO Carbone organique

COD Carbone organique dissous
COS Carbone organique dans le sol

CRSNG Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada

DMA Dépôts de mercure atmosphérique

Hg Mercure

Hg⁰ Mercure élémentaire Hg²⁺ Mercure inorganique HgP Mercure particulaire

HgT_{UNM} Mercure non méthylé (= HgT - MeHg) k Constante du taux de dissipation

LAI Indice foliaire

Logarithme du rapport des concentrations de mercure entre deux

phases (p. ex. lié au sol et aqueux)

MEG Mercure élémentaire gazeux

MeHg Méthylmercure

Mercure ambiant Mercure de référence, natif ou accumulé au fil du temps

Mercure total Quantité totale de mercure
MME Masse moléculaire élevée
MMF Masse moléculaire faible

METAALICUS Expérimentation pour déterminer la charge de mercure

atmosphérique au Canada et aux États-Unis

M0 Matière organique

MOD Matière organique dissoute
MON Matière organique naturelle
MOS Matière organique dans le sol

n Nombre d'échantillons

N Azote P Phosphore

RLE Région des lacs expérimentaux

RGM Mercure réactif gazeux

SO₄²⁻ Sulfate

Solution de Hg Nombre d'isotopes stables de mercure qui sont utilisés comme

traceurs à titre expérimental dans des bassins versants

5.1 INTRODUCTION

Le transport, la transformation et le devenir du mercure (Hg) dans les écosystèmes terrestres des zones sèches et des zones humides jouent un rôle important en ce qui a trait à la détermination de la quantité de méthylmercure (MeHg) biodisponible très toxique qui se retrouve dans les lacs et les rivières. La végétation terrestre régule le passage du mercure à la surface du sol, et le sol retient une proportion élevée du mercure qui s'y dépose au fil du temps, retardant ainsi l'exportation du mercure inorganique vers les écosystèmes aquatiques en aval. Par contre, les écosystèmes des zones humides constituent souvent des sources importantes de méthylmercure en raison des conditions anaérobies du sol et généralement saturées qui favorisent la méthylation microbienne du mercure.

Au Canada, on a étudié à différentes échelles la présence de mercure dans les écosystèmes terrestres des zones sèches et des zones humides, allant des

processus dans de petits bassins versants d'amont jusqu'à l'apport provenant de certains des plus grands fleuves du monde. Des études sur le terrain portant sur le mercure ont été menées dans bon nombre des 15 écozones qui forment la surface terrestre du Canada (figure 5.1). La plupart des études sur les petits bassins versants dans le cadre desquelles on examine les processus liés au mercure dans la végétation, le sol et l'eau de ruissellement sont menées dans des grands centres de recherche de l'écozone du bouclier boréal, comme la région des lacs expérimentaux située au nord-ouest de l'Ontario et le Dorset Environmental Science Centre au centresud de l'Ontario. Plusieurs autres études examinant les processus, y compris les effets des incendies de forêt sur la rétention et les rejets de mercure, ont été réalisées dans les écozones des plaines boréales, des plaines à forêts mixtes, maritimes de l'Atlantique, de la cordillère montagnarde et du Haut-Arctique. Les processus du manteau neigeux ont également fait l'objet d'études dans l'écozone du bouclier de la taïga

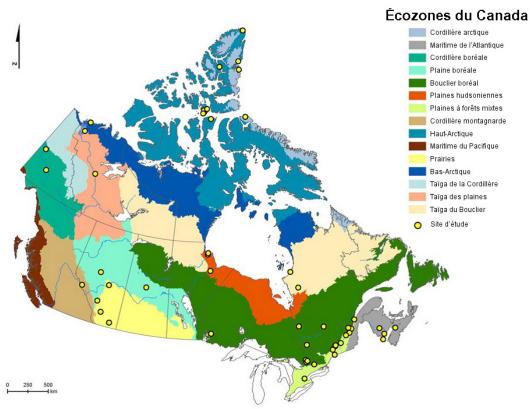


FIGURE 5.1 Carte des écozones du Canada indiquant les endroits où les études terrestres mentionnées dans ce chapitre ont été menées (données sur les écozones modifiées : Portail GéoGratis. 2012. Ressources naturelles Canada, gouvernement du Canada. Accessible sur Internet à l'adresse : http://www.geogratis.gc.ca/geogratis/Home?lang=fr)

DÉFINITIONS

Équilibre : L'atteinte de l'équilibre se produit lorsque l'apport d'une substance chimique dans un système est égal aux quantités résultantes du système, correspondant à une variation nulle de la taille des bassins de la substance chimique dans les compartiments de l'écosystème. Par exemple, en état d'équilibre, les concentrations de mercure dans le sol maintiennent la même séquence verticale dans le profil pédologique au fil du temps (c.-à-d. la charge d'apport provenant de la litière, des dépôts humides et des dépôts secs équivaut à la charge des quantités résultantes provenant du lessivage, du ruissellement et de l'érosion).

Concentration : Masse de mercure par unité de masse de sol ou masse de mercure par volume unitaire d'eau.

Charge : Masse par unité de temps, équivaut à l'exportation et au flux (concentration x débit).

Bassin : Masse par unité de surface, équivaut à la superficie de la masse.

Apport : Masse par unité de surface/unité de temps.

le long des côtes de la baie d'Hudson, dans le bouclier boréal et le Haut-Arctique. Des études à grande échelle, dans le cadre desquelles l'exportation de mercure a été mesurée à partir de grands fleuves du Canada, ont permis de traverser plusieurs écozones. par exemple, le fleuve Churchill, dont le bassin versant s'étend dans les écozones des plaines hudsonniennes, du bouclier de la taïga, du bouclier boréal et des plaines boréales. Ce chapitre vise à décrire l'état actuel des connaissances sur le transport, la transformation et le devenir du mercure dans les écosystèmes terrestres intacts au Canada. Bien que ce rapport présente principalement les résultats d'études canadiennes, nous exposons les données dans le contexte mondial en comparant ces résultats à ceux d'études semblables réalisées à l'étranger.

5.2 STRUCTURE DU CHAPITRE – PARCOURS D'UNE MOLÉCULE DE MERCURE

Ce chapitre est structuré de façon à ce que le lecteur puisse suivre le parcours d'une molécule de mercure dans un bassin versant type du Canada, depuis son dépôt jusqu'à sa méthylation ou son exportation vers des lacs et des océans. Nous avons tenté, dans ce chapitre, de présenter un portrait d'ensemble du cycle du mercure dans les écosystèmes des zones terrestres sèches et des zones humides, mais nous souhaitons tout de même renvoyer le lecteur aux chapitres précédents sur les flux de référence de mercure provenant des sols (chapitre 3), les processus atmosphériques (chapitre 4), les processus aquatiques d'eau douce (chapitre 6) et les écosystèmes marins (chapitre 7), qui contiennent des renseignements complémentaires. La figure 5.2 résume le mouvement du mercure dans l'environnement terrestre ainsi que les processus qui ont une incidence sur son transport, sa transformation et son devenir et elle précise les processus qui sont abordés dans d'autres chapitres. Le mercure pénètre dans les bassins versants principalement sous forme de mercure divalent inorganique (Hg²⁺), à l'exception des apports de sources ponctuelles isolées, soit principalement par dépôt atmosphérique (voir le chapitre 4) et, dans une moindre mesure, par altération géologique (voir le chapitre 3). On note également des dépôts de méthylmercure de l'atmosphère, bien que ce flux constitue souvent une portion relativement faible de la totalité des dépôts de mercure. Les devenirs possibles des dépôts de Hq²⁺ dans les bassins versants sont les suivants : 1) réduction en mercure élémentaire (Hg⁰) et réémission subséquente dans l'atmosphère

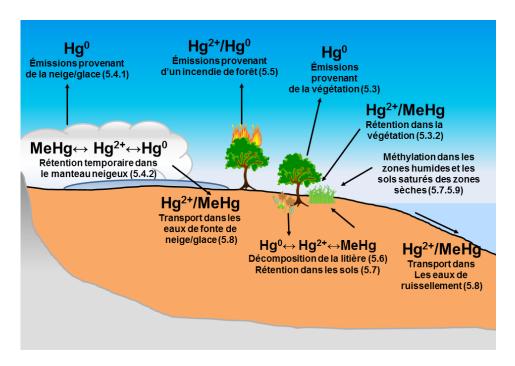


FIGURE 5.2 Schéma des principaux processus, transformations et voies dans le cycle du mercure pour les environnements terrestres du Canada. Les sections de ce chapitre et des autres chapitres qui traitent de ces points sont indiquées entre parenthèses sous chaque mention.

(voir le chapitre 4); 2) rétention à court terme ou à long terme ou séguestration permanente dans des bassins de différents compartiments des bassins versants, comme la végétation, les sols organiques minces et les sols minéraux profonds (présent chapitre); 3) transport par écoulements de surface et hypodermique et érosion vers les plans d'eau en aval (présent chapitre). Ces processus ont tous une incidence sur l'ampleur et le moment de l'apport de Hg²⁺ aux sites de méthylation microbienne dans les bassins versants, par exemple, dans les terres humides, les lits de cours d'eau (voir le chapitre 6) ainsi que les sédiments des lacs et l'hypolimnion anoxique (voir le chapitre 6). Au bout du compte, la quantité de méthylmercure qui peut être absorbée par le biote et les humains est fonction de la quantité de Hg2+ dans la biosphère, du site et de la capacité des processus de méthylation qui produisent le méthylmercure ainsi que des processus hydrologiques qui amènent le méthylmercure vers les rivières et les lacs.

5.3 VÉGÉTATION TERRESTRE

5.3.1 Introduction

Les couverts forestiers et la végétation au sol jouent un rôle important dans les dépôts et la réémission du mercure à partir de l'atmosphère et des écosystèmes terrestres et vers ceux-ci. Plusieurs aspects importants de cette interaction sont présentés dans d'autres parties de l'Évaluation scientifique canadienne sur le mercure. À titre d'exemple, le chapitre 4 intitulé Processus, transport, concentrations et évolution dans l'atmosphère (section 4.2.2 sur les processus de dépôts) analyse les sources de mercure dans les tissus des plantes et la nature du feuillage de la végétation terrestre comme surfaces d'échange dynamique. Le chapitre 4 présente également une analyse approfondie des processus de dépôts de mercure secs et humides et les taux de dépôts de mercure total et de méthylmercure associés aux précipitations qui traversent le couvert forestier (pluie au sol) et la végétation sénescence (chute de litière) aux sites canadiens. Cette section du présent chapitre traite cependant des processus suivant les dépôts

associés au mercure et à la végétation terrestre et fournit : 1) des données cinétiques tirées de nouvelles expériences canadiennes sur les charges d'isotopes stables de mercure dans des écosystèmes entiers utilisées pour examiner la rétention du mercure dans les compartiments d'écosystèmes terrestres et la réémission du mercure de ceux-ci; 2) des concentrations de mercure total et de méthylmercure (résultat net des processus de dépôt, d'absorption, de réémission et de perte) dans les couverts forestiers terrestres et la végétation au sol.

5.3.2 Expérimentation pour déterminer la charge de mercure atmosphérique au Canada et aux États-Unis (METAALICUS)

Les bassins terrestres de mercure représentent l'accumulation nette de la substance provenant de sources atmosphériques et géogéniques sur de longues périodes. Par conséquent, la quantité de mercure stockée dans les sols et la végétation des zones sèches est largement supérieure à la quantité des dépôts annuels de mercure dans l'environnement. Ces bassins de mercure peuvent ensuite constituer des sources de mercure pour les systèmes aquatiques non attribuables aux dépôts de mercure actuels. En fait, de nombreux lacs reçoivent une grande partie de leur apport annuel de mercure du ruissellement des zones sèches (Harris et al., 2007). Bien que de nombreuses études de bilan massigue aient établi que les zones sèches des bassins versants sont des puits globaux de mercure atmosphérique (Johansson et al., 1991; Munthe et Hultberg, 2004), elles fournissent très peu d'information sur la mobilité du Hg²⁺ se rapport à un épisode de dépôts et sur les temps de séjour des nouveaux dépôts de Hg²⁺ dans différents compartiments des bassins versants, car, du point de vue analytique, il était impossible de distinguer les nouveaux dépôts de mercure des anciens dépôts de la substance dans le paysage. Des expériences novatrices sur les charges d'isotopes stables de mercure ont permis aux chercheurs de définir le mouvement et les transformations biogéochimiques des nouveaux dépôts de mercure dans les écosystèmes (Hintelmann et al., 2002; Graydon et al., 2006; Harris et al., 2007).

L'expérience la plus complète était l'Expérimentation pour déterminer la charge de mercure atmosphérique au Canada et aux États-Unis (METAALICUS), qui a été menée dans la région des lacs expérimentaux au nord-ouest de l'Ontario. Dans cette étude, on combine l'approche expérimentale fondée sur un écosystème complet et l'utilisation d'isotopes enrichis stables de mercure pour examiner l'ampleur et le temps de réaction des concentrations de méthylmercure chez les poissons à la suite du changement des charges atmosphériques de Hg²⁺. De 2001 à 2006, on a appliqué annuellement des solutions d'isotopes enrichis de 200Hg²⁺ et de 198Hg²⁺ respectivement dans des zones sèches et humides du bassin versant du lac 658. Les solutions ont été dispersées par avion d'épandage au-dessus des zones sèches et humides. immédiatement avant ou pendant des précipitations normales. Après le coucher du soleil, le lac était injecté d'une solution d'isotopes enrichis de 202Hq²⁺ à partir d'une embarcation (souffle de l'hélice d'un moteur électrique). Le taux cible d'application globale de la solution pour les trois zones était de 22 mg m-2 par année, soit environ six fois la valeur des retombées humides à long terme (1992-2006) dans cette zone dégagée (3,6 mg m⁻² par année) (Graydon et al., 2008). Dans les zones sèches du lac 658, le taux d'application moyen était de 18,5 mg m⁻² (Sandilands et al., 2008).

Différentes solutions d'isotopes enrichis ont été appliquées dans divers compartiments du bassin versant (figures 5.3 et 5.4) afin de déterminer le temps de séjour du mercure dans la végétation et les sols du bassin versant, les taux de redox et de méthylation relatifs et propres aux sites ainsi que les flux de mercure entre les compartiments du bassin versant (Sandilands *et al.*, 2005). Dans ce chapitre, le terme utilisé pour désigner le mercure dans les solutions expérimentales d'isotopes enrichis est « solution de Hg » et le terme utilisé pour toute autre forme de mercure est « mercure ambiant ».

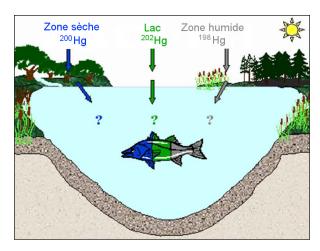


FIGURE 5.3 Schéma décrivant la conception de base de l'Expérimentation pour déterminer la charge de mercure atmosphérique au Canada et aux États-Unis (METAALICUS)

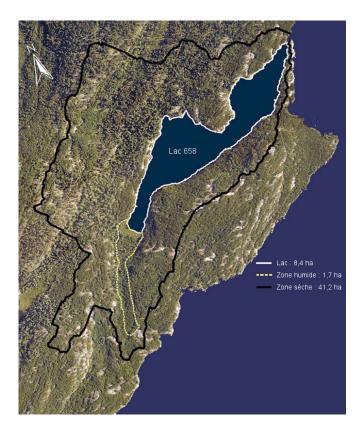


FIGURE 5.4 Vue aérienne des zones sèches et humides ainsi que du lac où différents isotopes stables de mercure ont été appliqués dans le cadre de l'étude METAALICUS (lac 658 de la région des lacs expérimentaux au nord-ouest de l'Ontario, Canada)

5.3.2.1 Couvert

La végétation agit comme un conduit pour le mercure qui voyage de l'atmosphère aux bassins versants. Les arbres et la végétation au sol sous ceux-ci sont les premiers compartiments de l'écosystème à entrer en contact avec le mercure dans l'air et les précipitations. La végétation terrestre se compose de matière organique, qui a la capacité de retenir les dépôts de mercure sur des périodes variables et de retarder le passage du mercure aux systèmes aquatiques adjacents par ruissellement. Ces temps de séjour ont des conséquences importantes sur l'efficacité des réductions des émissions industrielles de mercure relativement à la réduction des concentrations de mercure chez les poissons ainsi que sur le temps nécessaire pour observer ces améliorations.

De nouvelles études canadiennes menées à l'échelle écosystémique à l'aide d'isotopes stables de mercure ont permis d'obtenir des données cinétiques qui contribuent à estimer de façon plus précise les temps de séjour du mercure dans les compartiments terrestres des écosystèmes. Par exemple, les demivies (t_{1/2}; temps nécessaire pour que la concentration initiale soit réduite de moitié) de la solution Hg²⁺ dans les couverts de conifères et de feuillus caducs dans le bassin versant de l'étude METAALICUS étaient d'environ 180 \pm 40 jours et de 110 \pm 30 jours. respectivement (tableau 5.1). La demi-vie plus courte du mercure dans le feuillage caduc s'explique par la sénescence automnale annuelle et la chute de toutes les feuilles des arbres. En revanche, les aiguilles des conifères tombent de facon asynchrone chez certaines espèces après une durée de vie de plusieurs années. Des expériences à plus petite échelle de vaporisations d'arbres individuelles à l'aide de solutions de Me199Hq et de 198Hq²⁺ ont montré qu'une partie des dépôts humides de méthylmercure dans les couverts forestiers restait également sur le feuillage pendant une certaine période (demi-vie moyenne sur les aiguilles de l'épinette et du pin gris de 204 ± 66 et de 187 ± 101 jours, respectivement; tableau 5.1) (Mowat et al., 2011). Mowat et al. (2011) ont également observé que les concentrations de Me199Hg et de 198Hg²⁺ diminuaient plus rapidement sur les feuilles caduques (bouleau) que sur les aiguilles des conifères (pin gris et épinette) [figure 5.5]. Pendant l'hiver, la perte de Hg²⁺ et de MeHg du feuillage du couvert était plus faible, voire négligeable, vraisemblablement en raison : 1) du très

TABLEAU 5.1 Constantes du taux de dissipation (k) et demi-vies (t_{1/2}) des solutions de méthylmercure (MeHg) et de mercure inorganique (Hg²⁺) sur le feuillage de diverses espèces d'arbre et la végétation au sol selon une surveillance à long terme à la suite de dépôts humides simulés d'isotopes stables de mercure

Espèce d'arbre/ Type de végétation	Durée de l'expérience (jours)	k (par jour)	t _{1/2} (jours)	Référence
МеНд				
Pin gris	295	0,0037	187 ± 101	Mowat <i>et al.</i> , 2011
Épinette	295	0,0034	204 ± 66	Mowat et al., 2011
Hg ²⁺				
Pin gris	295	0,0046	151 ± 75	Mowat <i>et al.</i> , 2011
Épinette	295	0,0043	161 ± 49	Mowat et al., 2011
Conifères	700	0,0039	180 ± 40	Graydon et al., 2012
Arbres à feuilles caduques	700	0,0063	110 ± 30	Graydon <i>et al.</i> , 2012
Végétation au sol	700	0,0008	890 ± 620	Graydon et al., 2012
Bleuets	3000	0,0010	745 ± 224	Graydon et al., 2009
Lichen	3000	0,0011	676 ± 171	Graydon et al., 2009b
Mousse	3000	0,0009	698 ± 70	Graydon et al., 2009b

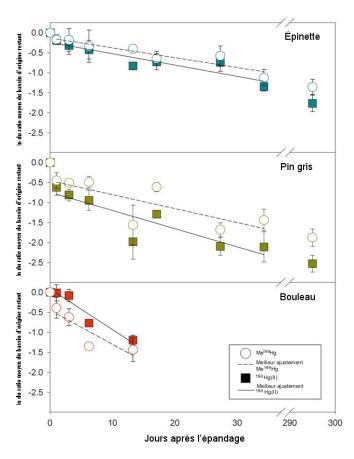


FIGURE 5.5 Rétention du Me¹⁹⁹Hg et du ¹⁹⁸Hg²⁺ sur le feuillage de l'épinette, du pin gris et du bouleau après un épandage en 2006. Les points de données sont le ln du ratio de la concentration de la solution de Hg après l'épandage initial qui restait sur le feuillage au moment de l'échantillonnage (moyenne ± écart-type) [modifié à partir de Mowat *et al.*, 2011].

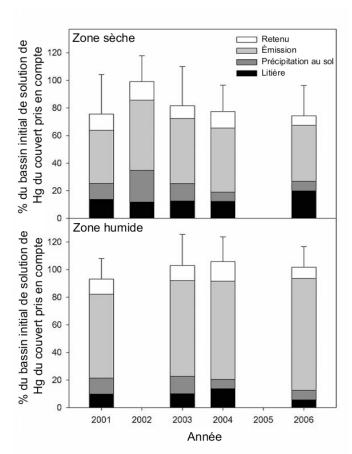


FIGURE 5.6 Proportion de l'ensemble des bassins de solution de Hg sur le couvert des zones sèche (haut) et humide (bas) présents au départ dans le couvert forestier du lac 658 dans l'étude METAALICUS après des épandages annuels et prenant en compte la réémission, les flux de pluie au sol et de chute de litière ainsi que la rétention jusqu'à l'année suivante (Graydon *et al.*, 2012)

faible rayonnement solaire que reçoit le feuillage (angle plus faible du soleil et couverture de neige) qui entraîne des taux de photoréduction plus faibles de ces espèces de mercure (Grigal, 2002); 2) des températures moins élevées qui réduisent probablement les transformations chimiques de MeHg ou de Hg²⁺ dans les tissus des plantes et sur ces derniers.

Plusieurs voies et processus peuvent extraire les dépôts secs et humides de Hg²⁺ et de MeHg qui se lient au feuillage du couvert. L'un des ces processus est la photoréduction du Hg²⁺ et du MeHg en Hg⁰, qui peut ensuite se libérer dans l'atmosphère. À l'aide de la technique de la chambre à flux dynamique, on a observé des émissions de Hg⁰ provenant de la solution de Hg²⁺ et de MeHg appliquée dans le cadre d'expériences à l'échelle écosystémique et à plus petites échelles. Dans le bassin versant ayant fait l'objet de l'étude METAALICUS, la solution de Hg²⁺ qui

était restée sur le feuillage du couvert de la zone sèche a été libérée du feuillage sous forme de Hg⁰ (Graydon *et al.*, 2006). Nous estimons que les processus de photoréduction et d'émission du mercure se réalisent par l'action des rayons ultraviolets A ou des longueurs d'onde visibles, étant donné que les flux du feuillage observés étaient plus faibles dans les chambres noires et en l'absence des longueurs d'onde des rayons ultraviolets A (au moyen de l'utilisation de films). Mowat *et al.* (2011) ont observé une déméthylation suivie d'une volatilisation du ¹⁹⁹Hg⁰ lorsque le Me¹⁹⁹Hg était appliqué sur le feuillage du couvert pendant des précipitations simulées. Ces auteurs ont noté une émission de ¹⁹⁹Hg⁰ plus importante des aiguilles des conifères que du feuillage caduc.

Les différences d'épaisseur des cuticules cireuses et des microenvironnements sur la surface des feuillages des différentes espèces peuvent avoir une incidence sur la liaison du Hg²⁺ et du MeHg. La structure du feuillage peut également avoir une incidence sur la quantité de lumière directe que recoit la surface des feuilles. Par exemple, la structure dense et complexe des aiguilles des conifères bloque davantage les rayons ultraviolets directs. Toutefois, les taux d'émission mesurés de la solution de Hg⁰ ne peuvent expliquer à eux seuls la diminution rapide des concentrations de la solution de Hg²⁺ dans le feuillage ni la concentration finale observée de la solution Hg²⁺ dans le feuillage du bassin versant de l'étude METAALICUS, ce qui laisse croire que des processus. autres que la photoréduction et la réémission, sont à l'origine de l'extraction du mercure du feuillage. Par exemple, lorsque des précipitations tombent sur le couvert forestier ou lorsque le vent souffle dans celui-ci, une certaine proportion des dépôts secs et humides de Hg²⁺ et de MeHg qui étaient liés aux surfaces du feuillage est extraite par nettoyage et altération mécanique, dont une partie contribue aux dépôts de ces espèces de mercure par la pluie au sol (eau qui traverse le couvert forestier).

Selon le bilan massique calculé pour le couvert forestier dans le bassin versant de l'étude METAALICUS, tous les ans, la plus grande proportion de perte de la solution de Hg du couvert provenait de la photoréduction et de la réémission dans l'atmosphère (zone sèche : 45 %; zone humide : 71 %), suivie des flux de la chute de litière (zone sèche : 14 %; zone humide : 10 %) et de la pluie au sol (zone sèche : 12 %; zone humide : 9 %) et d'un temps de séjour plus long de la solution dans le couvert forestier (11 % pour les zones sèche et humide) [figure 5.6] (Graydon *et al.*, 2012).

5.3.2.2 Végétation au sol

La demi-vie moyenne de la solution de Hg sur la végétation au sol dans le bassin versant de l'étude METAALICUS était de 890 jours (plage de 740 à 1 120 jours ou environ de 2 à 3 ans), soit plus de quatre fois la demi-vie moyenne de la solution de Hg sur le couvert des conifères (180 \pm 40 jours) et

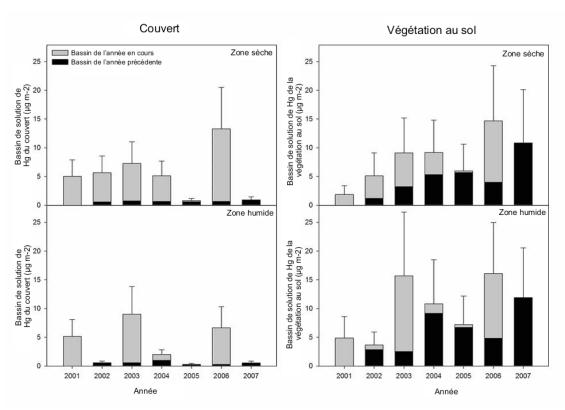


FIGURE 5.7 Bassins modélisés de solution de Hg dans le couvert (gauche) et la végétation au sol (droite) des zones sèche (haut) et humide (bas) au sein du bassin versant ayant fait l'objet de l'étude METAALICUS. Les barres grises indiquent la masse de la solution de Hg accumulée à la suite de l'application de l'année en cours et les barres noires, la solution de Hg restante dans le couvert des applications précédentes (Graydon *et al.*, 2012).

des feuillus caducs (110 ± 30 jours) [tableau 5.1]. La demi-vie moyenne de la solution mesurée sur la végétation au sol dans le cadre de l'étude METAALICUS était semblable à celle qui avait été calculée pour quatre solutions de Hg appliquées sur la végétation au sol au cours d'une étude pilote de METAALICUS menée dans un petit bassin versant (U1F) situé à proximité dans la région des lacs expérimentaux (RLE) de 1999 à 2002 (704 ± 52 jours; tableau 5.1) (Graydon et al., 2009b).

La forte photoréduction et la turbulence dans le couvert forestier ont vraisemblablement entraîné des pertes plus importantes de la solution de Hq à cet endroit que dans la végétation au sol protégée et ombragée. Il se peut également que la végétation au sol présente des indices foliaires et des taux de renouvellement du feuillage moyens plus faibles (p. ex. couches de lichen et de mousse sur le sol de la forêt) que ceux des couverts forestiers, ces deux particularités donnant lieu à un piégeage et à une rétention accrus de la solution dans la végétation au sol après des précipitations. Ces raisons, ajoutées au fait que le mercure s'accumule constamment sur le sol de la forêt dans la pluie au sol et la chute de litière. expliquent que les concentrations de la solution de Hq augmentent dans la végétation au sol tout au long de l'expérimentation METAALICUS (figure 5.7), ce qui est tout à fait à l'opposé des concentrations de la solution de Ha dans le couvert forestier, dont la maieure partie est dispersée annuellement de la facon décrite précédemment.

5.3.3 Concentrations de mercure total ambiant et de méthylmercure dans la végétation terrestre du Canada

Le mercure ambiant dans le feuillage des plantes terrestres provient principalement de l'atmosphère et représente le résultat net de l'ensemble des dépôts et de l'absorption ainsi que des processus de perte et de réémission qui se produisent sur la surface du feuillage et dans celui-ci. La concentration de mercure dans la végétation terrestre dépend des espèces de plantes et du type de tissus (Moore *et al.*, 1995). Voici la tendance des concentrations de mercure lorsque les plantes terrestres sont regroupées de la façon suivante :

graminées et herbes < feuilles d'arbres et d'arbustes < macrophytes aquatiques < mousses *Sphagnum* < lichens < champignons

Les concentrations de mercure ont tendance à être plus élevées dans les plantes non vasculaires que dans les plantes vasculaires et elles augmentent plus l'habitat de la plante se situe près de la nappe phréatique (Moore et al., 1995). De plus, des études semblent indiquer que les plantes de plus petite taille tendent généralement à présenter des concentrations de mercure plus élevées que les arbres qui se trouvent au même endroit (Rasmussen, 1995). On a également observé que la teneur en mercure des feuilles et des aiguilles de nombreuses espèces d'arbre augmentait pendant la saison de croissance (Bombosch, 1983; Wyttenback et Tobler, 1988; Barghigiani et al., 1991; Rasmussen et al., 1991; Rasmussen, 1995; Fleck et al., 1999; Graydon, et al., 2009b), À titre d'exemple, Rasmussen (1995) a déterminé que les concentrations de mercure total dans les aiguilles de l'épinette blanche et du sapin baumier de l'Ontario augmentaient de plus du double pendant chaque saison de croissance. Selon Rasmusssen et al. (1991), la hauteur au-dessus du sol n'avait pas d'effet significatif sur les concentrations de mercure dans les aiquilles: toutefois, selon Graydon et al. (2009b), les aiguilles de l'épinette noire et du pin gris recueillies à une hauteur de 1 mètre présentaient des concentrations de mercure totale largement supérieures à celles des aiguilles recueillies à une hauteur de 3 mètres. Il se peut que cette tendance (concentrations de mercure totale supérieures dans le feuillage) soit attribuable à une exposition à des concentrations de Hg^o atmosphérique plus faibles lorsque le feuillage se situe près de la cime du couvert plutôt que près du sol de la forêt. Par exemple, les gradients de concentrations décroissantes de Hqº en fonction de la hauteur dans le couvert forestier et au-dessus de celui-ci ont été mesurés dans le bassin versant de Walker Branch (Oak Ridge, Tennessee), et s'expliqueraient par les fortes émissions de Hg^o du sol (Lindberg et al., 1992). Cependant, un gradient de concentration de Ha^o recyclé au-dessus du sol de la forêt n'est pas la seule explication possible des différences observées en ce qui concerne les concentrations de mercure total pour tous les gradients de hauteur. Comme le montre l'étude METAALICUS, lorsque les

 TABLEAU 5.2 Concentrations de mercure total dans la végétation terrestre au Canada

Espèce	Tissu	Endroit/ région	n	Mercure total (ng g ⁻¹ en poids sec) ± écart-type	Méthyl mercure (ng g ⁻¹ en poids sec) ± écart-type	Référence
Arbres et gros arbustes	}					
Arbre et arbuste	Feuilles et aiguilles	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	9	14,2 ± 6,1	0.13 ± 0.06	Moore <i>et al.</i> , 1995
Sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>)	, and the second	Sud de l'Ontario (Huntsville)	125	14,13 ± 3,22		Rasmussen <i>et al.</i> , 1991
Sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>)	Branches	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	165	20 ± 10		Graydon et al., 2012
Sapin (<i>Abies spp.</i>)	Tronc	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)		3,62	0,23	Hall et St. Louis, 2004
Épinette blanche (<i>Picea glauca</i>)		Sud de l'Ontario (Huntsville)	55	13,87 ± 7,18		Rasmussen <i>et al.</i> , 1991
Épinette noire (<i>Picea mariana</i>)	Branches	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	103	17 ± 7		Graydon <i>et al.</i> , 2009b
Épinette noire (<i>Picea mariana</i>)	Branches	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	110	19 ± 8		Graydon et al., 2012
Épinette noire (<i>Picea mariana</i>)	Tronc	Nord-ouest et sud du Québec		13 à 37 (plage)		Zhang <i>et al.</i> , 1995
Pin gris (<i>Pinus banksiana</i>)	Aiguilles	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)		14,07	0,09	Hall et St. Louis, 2004
Pin gris (<i>Pinus banksiana</i>)	Branches	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	98	12 ± 5		Graydon <i>et al.</i> , 2009b
Pin gris (<i>Pinus banksiana</i>)	Branches	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	140	13 ± 5		Graydon et al., 2012
Mélèze laricin (<i>Larix Laricina</i>)		Sud de l'Ontario (Huntsville)	11	10,37 ± 9,02		Rasmussen <i>et al.</i> , 1991
Bouleau (<i>Betula papyrifera</i>)	Feuilles	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)		7,13	0,16	Hall et St. Louis, 2004
Bouleau (<i>Betula papyrifera</i>)	Branches	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	37	8 ± 2		Graydon et al., 2012
Érable à sucre (<i>Acer saccharum</i> Marsh)		Sud de l'Ontario (Huntsville)	95	9,47 ± 2,85		Rasmussen <i>et al.</i> , 1991
Érable rouge (<i>Acer rubrum</i>)		Sud de l'Ontario (Huntsville)	23	$7,40 \pm 2,70$		Rasmussen <i>et al.</i> , 1991
Érable rouge (<i>Acer rubrum</i>)	Branches	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	23	9 ± 5		Graydon et al., 2012
Érable à épis (<i>Acer spicatum</i>)	Branches	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	23	7 ± 4		Graydon et al., 2012
Cerisier de Pennsylvanie (<i>Prunus pensylvanica</i>)	Branches	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	20	4 ± 2		Graydon et al., 2012
Aulne (Alnus crispa)	Feuilles	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)		12,84	0,02	Hall et St. Louis, 2004
Aulne (<i>Alnus sp.</i>)	Branches	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	17	10 ± 7		Graydon <i>et al.</i> , 2012
Petits arbustes et herbe	es					
Végétation au sol dans une zone sèche	Mélange d'espèces/au- dessus du sol	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	96	83 ± 34		Graydon et al., 2009b
Végétation au sol dans une zone sèche	Mélange d'espèces/au- dessus du sol	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	427	86 ± 34		Graydon <i>et al.</i> , 2012
Bleuets (<i>Vaccinium spp.</i>)	Feuilles	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)		5,75	0,19	Hall et St. Louis, 2004
Quatre-temps (<i>Cornus Canadensis</i>)	Plantes	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)		9,77	0,30	Hall et St. Louis, 2004
Thé du Labrador (<i>Ledum groenlandicum</i>)	Feuilles	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)		27,13	0,45	Hall et St. Louis, 2004

TABLEAU 5.2 Suite

Espèce	Tissu	Endroit/ région	n	Mercure total (ng g ⁻¹ en poids sec) ± écart-type	Méthyl mercure (ng g⁻¹ en poids sec) ± écart-type	Référence
Petits arbustes et herbe	es					
Lycopodes		Sud de l'Ontario (Huntsville)	16	79,81 ± 52,69		Rasmussen <i>et al.</i> , 1991
Carex/macrophytes		Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	4	10.2 ± 6.8	$1,99 \pm 3,01$	Moore <i>et al.</i> , 1995
Végétation au sol dans une zone humide	Mélange d'espèces/au- dessus du sol	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	54	47 ± 12		Graydon <i>et al.</i> , 2012
Mousse						
Mousses pleurocarpes		Sud de l'Ontario (Huntsville)	8	75,32 ± 25,13		Rasmussen et al., 1991
Mousses acrocarpes		Sud de l'Ontario (Huntsville)	18	29,63 ± 13,86		Rasmussen <i>et al.</i> , 1991
Hypnum		Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	5	80,3 ± 49,5	$38,65 \pm 58,32$	Moore <i>et al.</i> , 1995
Pleurozium spp.		Nord-ouest de l'Ontario (RLE)		64,64	1,43	Hall et St. Louis, 2004
Pleurozium schreberi		Nouveau-Brunswick	25	267 ± 54		Nasr et Arp, 2011
Ptilium crista-castrensis		Nouveau-Brunswick	46	79 ± 28		Nasr et Arp, 2011
Polytrichum spp.		Nord-ouest de l'Ontario (RLE)		93,85	0,40	Hall et St. Louis, 2004
Polytrichum juniperinum		Nouveau-Brunswick	28	185 ± 37		Nasr et Arp, 2011
Sphagnum spp.	Hummock	Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	2	36,3 ± 10,7	$0,45 \pm 0,35$	Moore <i>et al.</i> , 1995
Sphagnum spp.		Nord-ouest de l'Ontario (RLE)		52,57	0,55	Hall et St. Louis, 2004
Sphagnum sp.		Nouveau-Brunswick	71	152 ± 27		Nasr et Arp, 2011
Lichens						
Lichens		Sud de l'Ontario (Huntsville)	9	37,03 ± 13,14		Rasmussen <i>et al.</i> , 1991
Lichens		Nord-ouest de l'Ontario (RLE)	2	31,9 ± 21,1	$6,13 \pm 8,31$	Moore <i>et al.</i> , 1995
Cladina spp.		Nord-ouest de l'Ontario (RLE)		33,17	0,56	Hall et St. Louis, 2004
Champignons		0 1 1 10 10 1				
Champignons		Sud de l'Ontario (Huntsville)	4	$144,39 \pm 79,56$		Rasmussen et al., 1991
Amanita		Nouveau-Brunswick	84	712 ± 783		Nasr et Arp, 2011
Bankera		Nouveau-Brunswick	44	1 761 ± 853		Nasr et Arp, 2011
Boletus		Nouveau-Brunswick	23	2 836 ± 1 653		Nasr et Arp, 2011
Cantharellus		Nouveau-Brunswick	30	74 ± 66		Nasr et Arp, 2011
Cortinarius		Nouveau-Brunswick	192	1 336 ± 1 201		Nasr et Arp, 2011
Craterellus		Nouveau-Brunswick	9	133 ± 53		Nasr et Arp, 2011
Hydnum		Nouveau-Brunswick	28	249 ± 121		Nasr et Arp, 2011
Lactarius		Nouveau-Brunswick	71	482 ± 443		Nasr et Arp, 2011
Leccinum		Nouveau-Brunswick	66	399 ± 489		Nasr et Arp, 2011
Russula		Nouveau-Brunswick	92	242 ± 406		Nasr et Arp, 2011
Suillus		Nouveau-Brunswick	74	414 ± 611		Nasr et Arp, 2011
Tylopilus		Nouveau-Brunswick	10	297 ± 156		Nasr et Arp, 2011
Xanthoconium		Nouveau-Brunswick	13	962 ± 482		Nasr et Arp, 2011

précipitations traversent le couvert, elles dissipent le Hg²⁺ de la surface du feuillage et altèrent les tissus des feuilles. En conséquence, dans une zone dégagée, la concentration de mercure dans la pluie au sol est souvent beaucoup plus élevée que celle dans les dépôts humides (voir le chapitre 4). Comparativement au feuillage qui se trouve près du sol, la cime des arbres des régions boisées intercepte donc les eaux de précipitation ayant une plus faible concentration de Hg²⁺. La cime des arbres est également exposée à davantage de rayons ultraviolets directs (qui sont nécessaires à la photoréduction du Hg²⁺ en Hg⁰ et à la volatilisation subséquente dans l'atmosphère) que le feuillage plus bas dans le couvert ombragé.

5.4 CYCLE DU MERCURE DANS LE MANTEAU NEIGEUX

En hiver, les manteaux neigeux sont des bassins de mercure temporaires importants dans la plupart des régions du Canada (Steffen et al., 2008). Depuis la découverte des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique dans les années 1990 (Schroeder et al., 1998), de nombreuses recherches ont porté sur le mercure dans la cryosphère de l'Arctique (voir le chapitre 4 sur les épisodes d'appauvrissement et les processus propres à l'Arctique), car la neige et la glace sont des récepteurs immédiats du mercure atmosphérique. D'autres recherches visaient plutôt le cycle de mercure dans le manteau neigeux, y compris la réémission, la rétention, la transformation et les rejets au cours de la fonte des neiges, ont été menées dans l'Arctique, la région subarctique et des régions de latitudes tempérées plus au sud (Lalonde et al., 2002, 2003; Poulain et al., 2007a). La présente section est axée sur la transformation, la réémission et la rétention du mercure dans le manteau neigeux. Les rejets de mercure au cours de la fonte des neiges sont traités en détail à la section 5.8.2.

5.4.1 Transformation et réémission du mercure élémentaire (Hg⁰) à partir du manteau neigeux

Peu importe l'endroit, ce sont les réactions de redox qui déterminent le devenir des dépôts de mercure sur le manteau neigeux ainsi que la quantité de mercure qui reste dans ce manteau neigeux pendant la fonte des neiges, puis qui se retrouve dans les sols et les plans d'eau. La photoréduction du Hg2+ en Hg0 gazeux est un processus particulièrement important dans le manteau neigeux, car l'augmentation de la concentration de Hgo qui en découle à l'interface air-neige favorise sa volatilisation dans l'atmosphère (Lalonde et al., 2002; Amyot et al., 2004). Il se peut que la photooxydation inverse du Hg⁰ en Hg²⁺ atténue ce rejet de mercure dans l'atmosphère (Lalonde et al., 2002); toutefois, cette réaction d'oxydation est considérée comme moins importante que la réaction de réduction. On trouve une bonne description de ces processus d'oxydation-réduction dans différentes évaluations récentes de la photochimie environnementale du mercure (Zhang, 2006; Ariya et al., 2009; Vost et al., 2011). Quelques-unes de ces conclusions sont résumées ci-dessous.

Lalonde et al. (2002) ont été les premiers à décrire la photoréduction du mercure dans la neige dans des régions de latitudes tempérées. Cependant, peu d'auteurs ont poursuivi ces travaux pour étudier le rôle des processus de photoredox relativement à la quantité de mercure dans le manteau neigeux des régions tempérées. Notons toutefois une exception, soit l'étude de Poulain et al. (2007b) qui a été menée dans le bassin versant d'un lac du Bouclier canadien en milieu forestier (lac Cromwell, Québec, Canada). Ces auteurs ont examiné la répartition géographique ainsi que la répartition du mercure dans le manteau neigeux sous différents types de couvert forestier au fil du temps. Ils ont employé la méthode du bilan massigue pour comparer les bassins de mercure dans les manteaux neigeux et les dépôts humides mesurés à l'aide de collecteurs de précipitations. Les concentrations de mercure total mesurées dans la neige sous les couverts étaient supérieures à celles mesurées dans les zones dégagées adjacentes (Poulain et al., 2007a). Les couverts réduisent de façon significative la volatilisation du Hg⁰ du manteau neigeux, en diminuant la photoréduction du mercure dans la neige, principalement par l'ombrage, et en réduisant la ventilation éolienne du manteau neigeux qui, autrement, favoriserait la libération du Ha^o. Poulain et al. (2007a) ont également laissé entendre que les couverts pourraient augmenter la teneur en oxydant du manteau neigeux, diminuant encore davantage la production nette de Hg⁰. La conclusion tirée dans le cadre de cette étude est la suivante : la maieure partie des dépôts de mercure dans la neige sur la surface gelée du lac est perdue par photoréduction avant la fonte des neiges, alors que les dépôts de mercure dans le bassin versant en milieu forestier restent principalement dans le manteau neigeux, ce qui constitue une menace pour les systèmes récepteurs.

Dans les systèmes marins côtiers de l'Arctique, les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique marine entraînent le dépôt de mercure dans le manteau neigeux (voir le chapitre 4 pour en savoir plus), et les chercheurs ont confirmé qu'il v a dépôt de mercure pendant et après les épisodes d'appauvrissement en mesurant la concentration de mercure total dans la neige (Kirk et al., 2006; Poissant et al., 2008; Steffen et al., 2008). Cette recherche a été menée principalement à quatre sites dans l'Arctique canadien : Resolute sur l'île Cornwallis, Alert sur l'île d'Ellesmere, Kuujjuarapik dans le nord du Québec et Churchill au Manitoba. Ces études montrent que les concentrations de mercure total dans la neige peuvent varier de 0,3 ng L⁻¹ à 156 ng L⁻¹ aux sites de l'Arctique, soit des concentrations pouvant être plus de 500 fois plus élevées selon les sites. Bien que les concentrations maximales observées étaient élevées. les concentrations movennes établies dans trois de ces études étaient relativement faibles (< 5 ng L⁻¹). La grande variabilité des concentrations de mercure total mesurées à ces sites et à d'autres sites peut s'expliquer par les différents processus de formation de la neige et les différents types de neige (Douglas et al., 2008). Plusieurs chercheurs ont indiqué que. lorsque la concentration de mercure total dans le manteau neigeux est élevée pendant les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique, il peut y avoir une perte de mercure de l'ordre de 50 à 90 % en quelques jours seulement (Lindberg et al... 2002; Ferrari et al., 2005; Kirk et al., 2006; Constant et al., 2007; Sherman et al., 2010). Le mercure,

lorsqu'il se dépose dans la neige, est très réactif (Lalonde et al., 2002, 2003; Poulain et al., 2004a; Constant et al., 2007; Poulain et al., 2007b; Outridge et al., 2008; Sherman et al., 2010), et une grande partie du mercure déposé pendant les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique est rapidement rejetée de nouveau dans l'atmosphère après la photoréduction du Hq2+ en Hq0 gazeux dans la couche de surface du manteau neigeux (Lalonde et al., 2002; Poulain et al., 2004). Les observations des flux d'émissions de Hg⁰ importants à l'heure du midi après des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique concordent également avec les processus de photoréduction (Steffen et al., 2002; Ferrari et al., 2005, 2008; Brooks et al., 2006; Fain et al., 2007; Sommar et al., 2007).

Dans le cadre de leur examen, Durnford et Dastoor (2011) et Steffen et al. (2007) ont analysé les mécanismes possibles des processus de photoréduction dans la neige. Ces processus semblent se réaliser principalement par l'intermédiaire du rayonnement ultraviolet B, bien que les rayonnements visibles et le rayonnement ultraviolet A peuvent jouer un rôle modeste (Poulain et al., 2004: Dommerque et al., 2007; Faïn et al., 2007; Johnson et al., 2008). La quantité de ravonnement solaire qui atteint le manteau neigeux est donc le facteur principal de la réduction du Hg²⁺ en Hg⁰. En plus du rayonnement solaire, une quantité suffisante d'agents réducteurs est également essentielle (Lalonde et al., 2002; Dommerque et al., 2007). D'après les publications spécialisées, Durnford et Dastoor (2011) ont établi que les agents réducteurs potentiels étaient le peroxyde d'hydrogène, les radicaux hydroxyles, les molécules liées aux acides humigues, les composés à base de sulfites et les acides oxaliques.

5.4.2 Rétention du mercure dans le manteau neigeux

La rétention du mercure dans le manteau neigeux dépend également, du moins en partie, de la chimie du manteau neigeux (figure 5.8) (St. Louis *et al.*, 2007). La présence d'halogènes dans la neige peut agir de façon à maintenir le mercure sous forme oxydée dans le manteau neigeux. Effectivement, on trouve plus souvent des concentrations élevées

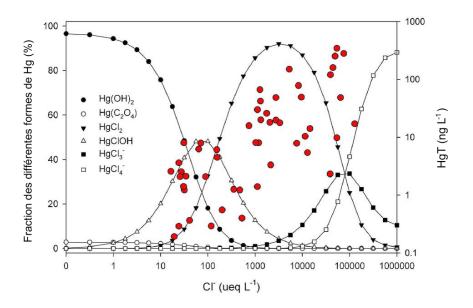


FIGURE 5.8 Modelled speciation of mercury in snowpacks over a range of chloride (Cl⁻) concentrations. Unconnected red dots are total mercury concentrations in snowpacks throughout the Canadian high Arctic, relative to chloride (Cl⁻) concentrations in the snowpacks (St. Louis *et al.*, 2007).

de mercure dans la neige dans les environnements côtiers où il y aurait des dépôts de sel marin (Douglas et Sturm, 2004; Poulain *et al.*, 2007b; St. Louis *et al.*, 2007). À l'heure actuelle, en ce qui concerne la photooxydation du Hg⁰, on estime que les principaux oxydants seraient le peroxyde d'hydrogène, les radicaux de chlore et de brome, l'ozone, les radicaux hydroxyles, les alcènes et les nitrates d'alkyle.

Les autres processus qui favorisent la rétention du mercure dans le manteau neigeux sont l'enfouissement du mercure sous l'accumulation de neige, la redistribution par le vent, la sublimation, la condensation et la formation d'une couche de glace (Douglas et al., 2008). Bien que le mercure se dépose à la surface de la neige, il peut être redistribué dans le manteau neigeux accumulé. La migration du Hg^o dans le manteau neigeux et l'oxydation subséquente peuvent être à l'origine de l'accumulation de mercure dans les couches plus profondes (Dommerque et al., 2003a; Fain et al., 2006). D'autres processus, comme la percolation et le dépôt du mercure particulaire. peuvent également jouer un rôle important dans cette accumulation (figure 5.9) (Durnford et Dastoor, 2011). De plus, la fonte peut redistribuer le mercure vers les couches plus profondes, loin de la surface à haute énergie du manteau neigeux.

Les concentrations de mercure dans la neige signalées dans les publications varient grandement et sont fonction non seulement des processus de dépôt et des processus qui se produisent dans le manteau neigeux, mais également du lieu de prélèvement (p. ex. zone dégagée, sous le couvert, zone côtière), du type de prélèvement (p. ex. précipitation au sol. manteau neigeux), du temps écoulé depuis la dernière neige et de la stratégie d'échantillonnage (Poulain et al., 2007 a, b; Steffen et al., 2008; Nelson et al., 2010). Les concentrations les plus élevées sont généralement mesurées dans la couche de surface (Dommergue *et al.*, 2003a; St. Louis *et al.*, 2007), bien que la strate médiane et le givre de profondeur puissent être des réservoirs de mercure dominants dans certains milieux, ce qui appuie le fait que les processus qui se produisent après les dépôts dans toute la profondeur du manteau neigeux peuvent avoir une incidence sur l'accumulation de mercure. Aux endroits où on trouve un couvert forestier, les résultats laissent supposer que les concentrations de mercure sont plus élevées sous les couverts de conifères et moins élevées aux endroits où il n'y a pas de couverture végétale (Nelson et al., 2010). Il est possible qu'une certaine portion du mercure qui se trouve dans le manteau neigeux terrestre de régions tempérées ne provienne pas des dépôts

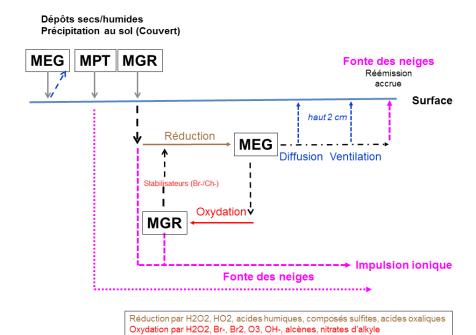


FIGURE 5.9 Schéma des processus chimiques et physiques qui régissent le comportement du mercure cryosphérique (Durnford et Dastoor, 2011)

TABLEAU 5.3 Exemples des concentrations moyennes de mercure total mesurées dans la neige à des sites de recherche canadiens. La plage des concentrations, si elle était indiquée, est présentée entre parenthèses.

Lieu	n	Période étudiée	Mercure total (ng L ⁻¹)	Description des mesures	Référence
Île Cornwallis (Nunavut)	21	Juin 2004	0,3	 Neige de surface de 11 sites le long d'un transect s'étendant de la côte jusqu'aux zones intérieures 58 % de matières particulaires 	Poulain <i>et al.</i> (2007a)
Station de Biologie,	96	Janvier à mars 2005	4,1	Neige de surface sous le couvert de conifères 72 % de matières particulaires	Poulain <i>et al.</i> (2007b)
Université de Montréal, Quebec			2,4	 Neige de surface sous le couvert de feuillus caducs 82 % de matières particulaires 	(/
			1,5	Neige de surface sur un lac gelé69 % de matières particulaires	
Sainte-Foy, Quebec	135	Janvier à février 2000	3,05 (0,2 à 12,4)	· Sur un lac gelé dans une zone suburbaine	Lalonde <i>et al.</i> (2002)
Région des lacs expérimentaux (Ontario)	225	Février 2000	0,85 (0,5-2,3)	 Manteau de neige sur un lac gelé Maximum de 2,8 ng L⁻¹ mesurée dans la neige de surface récemment tombée 	Lalonde <i>et al.</i> (2003)

Il convient de noter que les concentrations de mercure total mesurées aux sites côtiers en lien avec les épisodes d'appauvrissement du mercure (p. ex. Dommergue *et al.*, 2003; St. Louis *et al.*, 2005; Lahoutifard *et al.*, 2005, 2006) ne sont pas indiquées (voir le chapitre 4 pour plus de détails). Pour d'autres exemples d'études menées dans les régions tempérées de l'est de l'Amérique du Nord, consulter Nelson *et al.* (2010).

atmosphériques, mais de la surface du sol sousiacent. Nelson et al. (2008) ont pulvérisé du 202Hq²⁺ sur la surface du sol juste avant la première neige en vue d'étudier la possibilité selon laquelle une certaine partie du mercure mesurée dans le manteau neigeux proviendrait des émissions du sol. La présence de la solution 202Hg dans le manteau neigeux (entre 0 et 64 % de la masse totale de mercure dans le manteau neigeux) laisse croire que le mouvement du mercure dans le manteau neigeux depuis le sol est possible. Le tableau 5.3 donne des exemples des concentrations de mercure total mesurées dans les manteaux neigeux dans le cadre d'études canadiennes. Tout mercure restant dans le manteau neigeux à la fin de l'hiver représente l'effet net de tous les processus décrits plus haut et correspond à la partie des dépôts de mercure et du mercure mobilisé qui est disponible pour la fonte et le ruissellement vers les zones humides et les plans d'eau adjacents (voir la section 5.8.2).

5.5 ÉMISSIONS DE MERCURE ÉLÉMENTAIRE (HG⁰) APRÈS UN INCENDIE DE FORÊT

L'échange de mercure entre les éléments paysagers et l'atmosphère est un processus bidirectionnel dynamique. Il est tout particulièrement important de comprendre et de quantifier les émissions de Hg⁰ des paysages dans l'atmosphère, car ce processus élimine le mercure qui pourrait devenir disponible pour la méthylation et la bioamplification dans les réseaux trophiques. Le Hg⁰ rejeté par le paysage dans l'atmosphère peut provenir de sources naturelles ou il peut s'agir de l'émission de mercure accumulé récemment ou au fil du temps provenant de sources anthropiques (Gustin et al., 2008). Les sources naturelles peuvent être la matière géologique et la minéralisation d'autres substrats contenant des concentrations élevées de mercure. Cependant, il y a lieu de croire que les flux de mercure libérés par les sols et le feuillage dans les régions non contaminées constituent principalement des émissions de mercure provenant de dépôts secs et humides dans le paysage (Gustin *et al.*, 2008). Les processus qui sont à l'origine du transfert des émissions de Hg⁰ d'un milieu à l'autre sont abordés dans le présent chapitre. Chaque section du chapitre traite d'un milieu en particulier (végétation [5.3]; manteau neigeux [5.4]; litière [5.6]). Dans cette section, nous présentons un examen des recherches canadiennes portant sur les émissions de Hg⁰ à la suite d'incendies de forêt. Les émissions de Hg⁰ du sol sont traitées dans le chapitre 3 et non dans la section sur le sol du présent chapitre. Les émissions des écosystèmes d'eau douce sont abordées au chapitre 6.

Il est reconnu, tout de moins depuis les dix dernières années, que les émissions de mercure des incendies de forêt représentent une composante importante du cycle global du mercure, bien que les estimations mondiales des émissions associées à la combustion de biomasse varient énormément, allant de 100 à 1 000 tonnes par année (Brunke et al., 2001; Friedli et al., 2001; Weiss-Penzias et al., 2007; Wiedinmyer et Friedli, 2007). Dans les régions boréales de l'Amérique du Nord, les émissions de mercure associées à la combustion de biomasse sont d'environ 22 tonnes par année (Friedli et al., 2009), Les émissions de mercure des incendies de forêt sont fonction de la quantité de mercure stocké dans l'écosystème avant la combustion ainsi que des caractéristiques de l'incendie, des conditions météorologiques et des caractéristiques du paysage qui influent sur l'ampleur de la combustion de la biomasse. Bien que, dans la plupart des écosystèmes, le bassin de mercure le plus important se trouve dans les sols minéraux, les petits bassins situés dans la végétation et la litière au sol sont les plus combustibles (Grigal, 2003: Krabbenhoft et al., 2005). Par conséquent, plusieurs études ont montré que les sources d'émissions de mercure les plus importantes pendant les incendies de forêt étaient la litière et les sols organiques de surface et que les pertes du sol minéral sous-jacent étaient négligeables (Engle et al., 2006; Obrist et al., 2009). Après un incendie, les stocks de mercure s'accumulent de nouveau dans la végétation au fil de la succession et du rétablissement de la surface des feuilles, ce qui a des répercussions sur les dépôts d'aérosols et de gaz ainsi que sur le captage du mercure par le feuillage (Munthe et al., 1995: Rea et al., 2002; Woodruff et Cannon, 2010).

De grandes quantités de mercure sont rejetées dans l'air pendant les feux, car des espèces de mercure se volatilisent à de faibles températures. Par exemple, la plupart des espèces de mercure se volatilisent entre 100 et 300 °C (Biester et Scholz, 1997). Les flammes près de la base des feux de haute intensité, comme les feux de cime, ont généralement une température d'environ 1 100 °C durant de brèves périodes (Wotton et al., 2012). La température des feux couvants de plus faible intensité est moins élevée, mais doit être supérieure à 240 °C pour assurer la combustion. Comme la grande partie des pertes de mercure qui se produit pendant la combustion provient de la litière et des sols organiques de surface, la gravité des incendies, une mesure qualitative du changement physique causé par la combustion sur une superficie donnée, pourrait être un meilleur prédicteur du rejet total de mercure que l'intensité des incendies, soit le taux de production de chaleur du feu (Biswas et al., 2007). Le mercure libéré pendant un incendie est surtout du Hg⁰, bien que la proportion des émissions totales de mercure sous forme de mercure particulaire peut atteindre 15 % (Friedli et al., 2001; Obrist et al., 2008; Finley et al., 2009). Obrist et al. (2008) ont établi que le Hg⁰ était la principale forme de mercure qui se trouvait dans les émissions totales pendant la combustion accompagnée de flammes des combustibles à faible teneur en humidité, alors que les émissions de mercure particulaire étaient plus élevées durant la combustion couvante des combustibles plus humides. Par conséquent, le feu couvant dans les couches de tourbe épaisses pourrait entraîner des émissions plus élevées de mercure total (Turetsky et al., 2006) et de mercure particulaire (Obrist et al., 2008), ayant des conséquences importantes pour la santé humaine (Rappold et al., 2013). Étant donné les sols organiques profonds qui couvrent de nombreux écosystèmes nordiques (p. ex. forêts boréales et tourbières) (Gorham, 1991; Goodale et al., 2002). ce type de perte peut être un facteur à considérer, particulièrement au Canada.

Malgré les progrès récents en ce qui concerne l'étude des émissions de mercure pendant les incendies de forêt, certaines incertitudes importantes demeurent. Les estimations des émissions de mercure associées à des incendies fondées sur les études sur les

panaches ont tendance à être moins élevées que celles fondées sur les inventaires des sols, ce qui pourrait indiquer des problèmes liés à la méthodologie ou le fait que les différentes méthodes de mesure rendent compte de différents aspects des émissions (Biswas et al., 2008). De façon générale, on connaît mal les transformations des espèces de mercure qui se produisent dans les panaches ou durant le transport (Finley et al., 2009). Enfin, l'étendue de la plage des émissions mondiales de mercure associées aux incendies indique que la méthode à utiliser pour estimer les émissions de mercure à l'échelle régionale ou mondiale à partir des incendies de forêt n'est pas encore bien maîtrisée. Comme la fréquence (Flannigan et al., 2009) et la gravité (Turetsky et al., 2011) des incendies devraient augmenter dans les régions boréales et d'autres régions suivant les changements climatiques, les émissions de mercure provenant de la combustion de biomasse sont susceptibles d'augmenter dans l'avenir.

Les incendies de forêt causent des altérations du sol, de la végétation et de l'hydrologie des bassins versants, et la documentation est abondante en ce qui concerne les effets après feu sur le ruissellement. la chimie de l'eau (c.-à-d. éléments nutritifs, carbone organique dissous, SO,2- et pH) et la température de l'eau (Bayley et al., 1992; Gresswell, 1999). La mobilisation des éléments nutritifs par l'incendie (habituellement N et parfois P) (Carignan et Steedman, 2000) peut accroître la productivité dans les lacs adjacents (Spencer et al., 2003). Dans une étude menée dans le Bouclier canadien au centre du Québec, on a comparé les concentrations de mercure chez les organismes aquatiques vivant dans des lacs de bassins versants incendiés (n = 9)à celles de lacs de référence non incendiés (n = 20)(Garcia et Carignan, 1999). Pour gu'un lac soit classé « incendié », de 50 à 100 % de son bassin versant devait avoir été incendié par un incendie de haute intensité (combustion complète de moins de 2.5 cm de diamètre de végétation et d'humus de surface). Les concentrations de méthylmercure dans le zooplancton vivant dans des lacs incendiés (moyenne de 97 ng g-1 en poids sec) étaient les mêmes que celles des lacs de référence (moyenne de 112 ng g⁻¹ en poids sec) (Garcia et Carignan, 1999).

De même, les concentrations de mercure normalisées chez le grand brochet (560 mm. Esox lucius) dans les lacs incendiés et de référence étaient les mêmes. Ce résultat s'est avéré que les concentrations de mercure aient été normalisées ou non pour cette position trophique (Garcia et Carignan, 2000). La combustion intense peut entraîner la volatilisation du mercure principalement dans l'atmosphère sous forme de Hq^o plutôt que de passer dans les ruisseaux, les rivières et les lacs sous forme de Hg2+, où il serait disponible pour les processus de méthylation et l'absorption subséquente dans les réseaux alimentaires aquatiques (chapitre 6). Par contre, les petits incendies de chaleur moins intense peuvent entraîner la production d'une plus grande quantité de Hg⁰ ainsi que la rétention d'une plus grande quantité de Hg²⁺ dans les bassins du bassin versant qui sont facilement mobilisées et transportées dans les cours d'eau et les lacs adjacents. Dans d'autres études, des incendies de forêt ont causé de légères augmentations de $\delta^{15}N$ chez les organismes aquatiques (Spencer et al., 2003; Allen et al., 2005: Garcia et Carignan, 2005): toutefois. ces études attribuaient des valeurs plus élevées de $\delta^{15}N$ aux apports d'azote inorganique du bassin versant qu'aux altérations du réseau alimentaire (Allen et al., 2005; Garcia et Carignan, 2005).

Des concentrations élevées de mercure dans les sédiments (Caldwell et al., 2000) ont été mesurées dans les plans d'eau situés dans des bassins versants partiellement touchés par des incendies de forêt, où des mécanismes qui donnent lieu à une accumulation accrue de mercure ont récemment été découverts. Par exemple, Kelly et al. (2007) ont observé qu'un incendie de forêt dans un bassin versant montagneux en Alberta avait causé un rejet important de Hg²⁺ et de méthylmercure sur une courte période dans les cours d'eau et le lac. Le rejet direct et le ruissellement de mercure ont entraîné un petit flux de méthylmercure chez les invertébrés, contribuant à l'accumulation accrue de mercure chez les poissons. Toutefois, l'effet observé le plus important de l'incendie de forêt sur les concentrations de mercure chez les poissons était indirect et attribuable à la restructuration du réseau alimentaire. Kelly et al. (2007) ont noté des charges de mercure accumulé dans le corps entier de la

truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) cinq fois supérieures après l'incendie de forêt et ont évalué que jusqu'à 88,5 % de cette augmentation était attribuable à une augmentation des concentrations des éléments nutritifs dans le lac, ce qui a ensuite rehaussé la productivité et entraîné une restructuration du réseau alimentaire. Le résultat de cette restructuration a été une hausse de la position trophique des poissons et, par la suite, des concentrations de mercure dans leurs tissus. On prévoit que les changements climatiques et le brûlage dirigé augmenteront la fréquence des incendies de forêt en Amérique du Nord, ce qui pourrait entraîner une augmentation des concentrations de méthylmercure chez les poissons.

5.6 CYCLE DU MERCURE DANS LA LITIÈRE

La litière feuillue et les couches de sol organique sont des sites importants pour la sorption des dépôts atmosphériques de mercure et représentent donc les inventaires de mercure parmi les plus importants des paysages terrestres (Schwesig et Matzner, 2001; Grigal, 2002; Obrist et al., 2011). La liaison du mercure dans ces bassins retarde la translocation vers le bas du mercure dans les horizons inférieurs ainsi que l'exportation dans le ruissellement (Hintelmann et al., 2002; Harris et al., 2007; Graydon et al., 2009b; Oswald, 2011). Comme le mercure est fortement associé à la matière organique (Aastrup et al., 1991; Meili, 1991; Grigal, 2003; Obrist et al., 2009), après le dépôt dans la chute de litière et la pluie au sol, le comportement et la mobilité du mercure peuvent largement dépendre des taux de décomposition et du cycle du carbone (Mierle et Ingram, 1991; Driscoll et al., 1995; Grigal, 2002). Dans cette section, nous résumons les connaissances actuelles sur le rôle de la décomposition de la litière en ce qui a trait au devenir et au transport du mercure. Ce résumé est fondé principalement sur la recherche menée à l'extérieur du Canada, à l'exception des études de Heves et al. (1998) et de Hall et St. Louis (2004).

Au Canada, les taux de décomposition de la litière (exprimés en pourcentage de perte de masse sèche)

varient. En général, on note une augmentation entre le nord et le sud (Moore et al., 1999), Voici les deux principaux facteurs qui interagissent pour déterminer les taux de décomposition de la litière qui couvre le sol de la forêt : 1) les conditions climatiques (micro et macro) auxquelles la litière est exposée (p. ex. température, humidité (Aerts, 1997; Moore et al., 1999) et lumière (Zepp et al., 1995)); 2) « qualité de la litière » (p. ex. labilité, composition chimique; Melillo et al., 1989; Moore et al., 1999). À l'échelle mondiale, les conditions climatiques sont les principaux facteurs qui influent sur les taux de décomposition (Aerts. 1997; Moore et al., 1999). Par contre, à l'échelle régionale, lorsque les conditions climatiques sont semblables, c'est la qualité de la litière qui est le principal facteur régissant les taux de décomposition de la litière. Le type de litière a également un effet sur sa décomposition (tableau 5.4), mais les études sur le terrain montrent qu'on ne peut formuler de généralisations concernant les taux de décomposition. Par exemple, Hall et St. Louis (2004) ont observé que les feuilles caduques se décomposaient plus rapidement que les aiguilles de conifères dans la région des lacs expérimentaux du nord-ouest de l'Ontario, alors que Demers et al. (2007) ont observé la tendance contraire dans une zone forestière sèche de la région Adirondack de l'État de New York (États-Unis).

On constate une forte association entre le mercure et le carbone (Meili, 1991) pour ce qui est de la décomposition de la masse de la chute de litière qui influe grandement sur la répartition et l'ampleur des stocks de mercure dans la chute de litière. Par exemple. Obrist et al. (2011) ont observé que l'accumulation de mercure dans les couches de litière augmentait en fonction de la latitude aux États-Unis et ont formulé l'hypothèse selon laquelle cette tendance était partiellement liée aux taux de décomposition plus lents de la litière dans les régions froides. aux latitudes nordiques. Toutefois, cette tendance persistait malgré la normalisation des concentrations de mercure par unité de carbone (rapports Hq-C) et une relation inverse entre la latitude et les taux d'émission industrielle de mercure. Ces constatations laissent supposer qu'il existe un autre processus qui contribue à la répartition du mercure dans la litière dans les gradients latitudinaux.

Selon les expériences en laboratoire, le mercure pourrait être rejeté des tissus des feuilles lorsque le carbone organique est minéralisé pendant la décomposition. Par exemple, dans une étude contrôlée en laboratoire sur l'incubation de litière de différents sites américains, Pokharel et Obrist (2011) ont mesuré des pertes de 5 à 23 % de la masse de mercure pendant la décomposition de la chute de litière sur une période de 18 mois. Pendant l'incubation, la masse sèche de litière de toutes les espèces a diminué, tandis que les concentrations de mercure n'ont pas variées (sauf dans le cas de la litière du tremble, dans laquelle la concentration de mercure a augmenté). Les auteurs ont attribué cette perte de la masse de mercure à la réémission du Ha^o dans l'atmosphère.

Bien que, pendant la décomposition, le mercure soit ultimement rejeté par les feuilles, on observe toujours une augmentation significative des concentrations de mercure dans la litière des feuilles en décomposition sur le sol de la forêt comparativement aux concentrations dans la litière fraîchement tombée. Des études menées dans la région des lacs expérimentaux (tableau 5.4) et ailleurs (Demers et al., 2007; Pokharel et Obrist, 2011) portant sur la décomposition de litières de diverses espèces de feuilles dans des sacs à litière déposés sur le sol de zones forestières sèches, sur des périodes de un à trois ans, indiquent que lorsque la masse de la chute de litière diminue, la masse et la concentration de mercure augmentent dans la litière. Pokharel et Obrist (2011) ont observé une augmentation de 8 à 64 % du mercure dans les échantillons de litière incubés sur le terrain comparativement aux mêmes types de litière incubés en laboratoire. Ils ont donc supposé que cette augmentation découlait de la sorption du mercure liée aux dépôts atmosphériques dans les conditions naturelles. De même, les expériences réalisées à l'aide d'isotopes stables de mercure dans des précipitations simulées ont montré que la litière et les bassins de sol organique pouvaient entraîner une forte liaison du mercure et retarder le transfert descendant du nouveau mercure atmosphérique vers les plans d'eau (Harris et al., 2007: Graydon et al., 2009a; Oswald, 2011). Il a également été démontré que les concentrations de mercure dans la litière

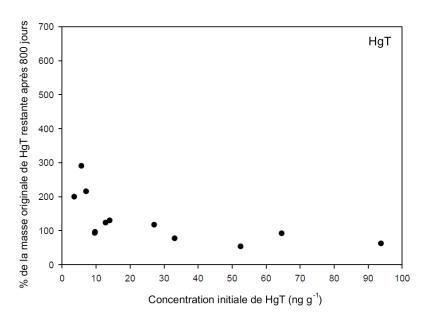


FIGURE 5.10 Pourcentage de la masse originale de mercure total (partie supérieure) et de méthylmercure (partie inférieure) qui reste dans les sacs de litière à la fin de l'incubation sur le terrain mesuré en fonction des concentrations initiales de mercure total et de méthylmercure dans les tissus, respectivement (modifié à partir de Hall et St. Louis, 2004)

TABLEAU 5.4 Résumé des résultats de deux études portant sur la décomposition de la litière menées sur le terrain dans la région des lacs expérimentaux du nord-ouest de l'Ontario, y compris les espèces dominantes, la durée de l'incubation et le pourcentage des valeurs originales : masse sèche, concentration de mercure total, masse de mercure total, concentration de méthylmercure et masse de méthylmercure à la fin des périodes d'incubation

Espèce	Durée de l'incubation (mois)	Masse sèche finale de litière*	Masse finale de mercure total*	Concentration finale de mercure total*	Masse finale de MeHg*	Concentration finale de MeHg*
Épinette¹	30	77	112	147	54	56
Carex ¹	30	23	52	237	6	33
Mousse ¹	30	94	72	77	19	9
Bouleau ²	26	43	215	574	44	102
Pin ²	26	54	129	252	258	476
Nouveau bois ²	26	86	199	233	197	229
Vieux bois ²	26	97	92	97	222	230
Aulne ²	26	47	123	265	607	1292
Bleuets ²	26	51	290	579	102	198
Quatre-temps ²	26	17	96	507	14	85
Thé du Labrador ²	26	48	117	245	30	62
Sphagnum ²	26	77	53	90	57	74
Polytric ²	26	73	62	80	72	99
Pleurozium ²	26	94	91	84	70	75
Lichen ²	26	103	77	75	66	64

^{*}Exprimé sous forme de pourcentage de la valeur originale; références : 1Heyes et al., 1998, 2Hall et St. Louis, 2004.

pouvaient s'équilibrer avec les concentrations de mercure dans les sols sous-jacents. À titre d'exemple, Hall et St. Louis (2004) ont observé que la litière en décomposition sur les sols de zones sèches dans le nord-ouest de l'Ontario (Canada) était soit une source soit un puits de mercure total, selon le type de tissu et la concentration initiale de mercure total (tableau 5.4). Dans cette étude, la litière des espèces dont la concentration initiale de mercure total était supérieure à 30 ng g-1 représentait une source de mercure total pour l'environnement avoisinant, alors que les tissus dont la concentration initiale était inférieure à 30 ng g-1 présentaient une augmentation de la masse de mercure total (figure 5.10).

5.7 CYCLE DU MERCURE DANS LES ZONES SÈCHES

5.7.1 Introduction

Les bassins versants sont des récepteurs importants des dépôts atmosphériques de mercure, qui peuvent ultimement atteindre les écosystèmes aquatiques comme les zones humides, les lacs et les rivières. Les dépôts de mercure sur les surfaces terrestres qui ne sont pas émis de nouveau dans l'atmosphère passent dans la végétation et la litière et finissent par se retrouver dans les sols (Grigal, 2003). Les principales formes de mercure adsorbées dans le sol et dans la solution du sol sont le Hg²⁺ et le Hg⁰ (Schuster, 1991). Dans la plupart des systèmes terrestres, la forme prédominante de mercure, le Hg2+, est associé à la matière organique (Schuster, 1991; Skyllberg et al., 2000), y compris la matière organique du sol. La matière organique du sol est un absorbant puissant du mercure en raison de sa grande surface moléculaire à charge négative, de sa forte capacité d'échange cationique et de sa capacité à former de fortes liaisons avec les groupes fonctionnels de ligands des matières humiques (p. ex. –SH, -COOH) et le Hg2+ (Gabriel et al., 2012). Une fois lié à la matière organique et incorporé dans le pédopaysage. le mercure est transféré vers différents bassins de carbone (p. ex. matière organique du sol et matière organique dissoute), puis est émis de nouveau après que le carbone a été respiré, transporté dans le

ruissellement vers les écosystèmes aquatiques ou retenu dans les bassins de carbone à longue durée de vie (Smith-Downey *et al.*, 2010). Il est donc important de comprendre les facteurs et les processus qui ont une incidence sur les concentrations et la répartition géographique du mercure dans le pédopaysage afin de prévoir de façon précise la réponse des écosystèmes aquatiques à une réduction des perturbations et des émissions anthropiques (Harris *et al.*, 2007; Smith-Downey *et al.*, 2010).

De nombreuses recherches sur le mercure dans l'environnement ont été réalisées, mais relativement peu de chercheurs se sont penchés sur les concentrations et le cycle du mercure dans les sols de zones sèches non contaminés et non perturbés au Canada. On classe les sols canadiens selon leurs propriétés, qui reflètent la nature de l'environnement du sol et les effets des processus dominants de formation des sols (Soil Classification Working Group, 1998). Des facteurs tels que le climat, les matériaux parents, l'hydrologie et le type de végétation, qui se reflètent au niveau de catégorie supérieure, sont également susceptibles d'influer sur les concentrations de mercure et le cycle de la substance dans le sol (Grigal, 2003; Obrist et al., 2011). Sur les dix ordres de sol que l'on trouve au Canada (figure 5.11), les études sur le mercure ont été réalisées sur quelques ordres seulement (p. ex sols chernozémiques en Alberta, sols luvisoliques au parc national de Prince Albert, sols brunisoliques de la région des lacs expérimentaux et sols podzoliques au Nouveau-Brunswick). On note une importante lacune en ce qui concerne l'étude du mercure dans les sols d'autres ordres et de différentes régions. comme les sols podzoliques au Québec, les sols organiques dans les basses terres de la baie James et les sols cryosoliques qui couvrent la majeure partie des basses terres de la baie d'Hudson et de l'Arctique canadien. Cette section examine les études dans le cadre desquelles on a mesuré les concentrations de mercure, les rapports Hg-C et les bassins de mercure dans des sols de zones sèches intacts au Canada, Les émissions de mercure dans les sols qui ne sont pas abordées dans ce thème sont traitées au chapitre 3. Les effets des perturbations (p. ex. incendies, exploitation forestière, inondations) et de la pollution ponctuelle sur les concentrations de mercure dans les sols sont présentés au chapitre 8.

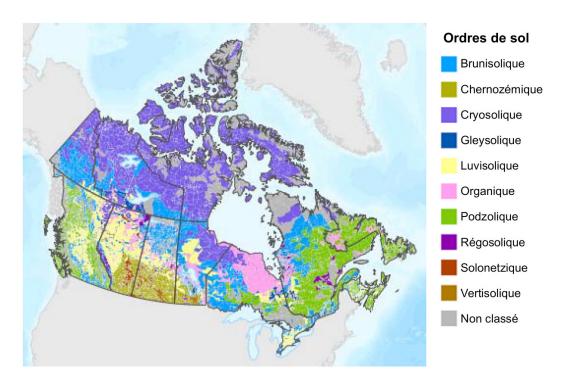


FIGURE 5.11 Carte de l'ordre des sols du Canada présentant la distribution et l'étendue aréale des dix ordres sols canadiens (définis par le Système canadien de classification des sols). L'échelle est de 1:53 333 333. (Gouvernment du Canada, 2010)

Enfin, les concentrations de mercure et la production de méthylmercure dans le sol des zones humides sont analysées dans la section sur les zones humides de ce chapitre.

5.7.2 Concentration de mercure, rapports Hg-C et bassins de mercure

Concentrations de mercure total

Les concentrations de mercure total dans les sols non contaminés sont généralement de l'ordre de quelques parties par milliard à quelques centaines parties par milliard (Grigal, 2003; Obrist *et al.*, 2011). Dans les zones forestières sèches, les horizons des sols organiques présentent habituellement des concentrations de mercure total plus élevées que la litière sus-jacente et les couches de sol minéral sous-jacent (Hintelmann *et al.*, 2002; Grigal, 2003; Demers *et al.*, 2007; Friedli *et al.*, 2007; Akerblom *et al.*, 2008; Grimaldi *et al.*, 2008; Obrist *et al.*, 2009; Nasr et Arp, 2011; Oswald, 2011; Obrist, 2012). En ce qui concerne les sols canadiens, les concentrations

de mercure total signalées dans les publications scientifiques (tableau 5.5) se situent dans une plage semblable et affichent le même patron général selon la profondeur que celles signalées par d'autres régions d'Europe et des États-Unis (Grigal, 2003; Obrist, 2012).

Il existe peu d'études qui portent sur les processus liés à la mobilité du mercure dans les sols de zones sèches au Canada. Une étude récente visant à examiner les différences entre la propagation du mercure ambiant et des solutions de mercure (voir l'encadré 5.1 pour les définitions) dans les sols de zones sèches a été réalisée dans le cadre du projet METAALICUS (Oswald et al. en cours de préparation, Oswald, 2011). Dans la région étudiée, les rapports entre la concentration des solutions de mercure et celle du mercure ambiant diminuent avec la profondeur, passant de 0,100 dans les sols organiques de surface (0 à 5 cm, y compris une partie de litière) à 0,014 et à 0,017 dans les sols humifiés inférieurs et les sols minéraux, respectivement. Ces résultats indiquent la mesure dans laquelle les nouveaux dépôts de mercure demeurent principalement associés aux sols organiques de surface et que très peu de mercure

est transporté dans les sols minéraux plus profonds. Voici deux hypothèses possibles pour expliquer les différences entre la répartition verticale des solutions de Hg et du mercure ambiant dans le profil pédologique : i) augmentation de la concentration de mercure ambiant dans la couche organique bien humifiée en raison de la perte préférentielle de carbone par décomposition par rapport au mercure; ii) accumulation accrue de mercure ambiant dans les sols organiques plus profonds en raison de la sorption à long terme des dépôts atmosphériques (Pokharel et Obrist, 2011). D'une part, la première explication repose sur le fait que la solution de Hg se trouve dans le système pendant une période relativement courte et, par conséquent, elle n'est vraisemblablement pas soumise à la dynamique du cycle du carbone dans la même mesure que le mercure ambiant. D'autre part, la deuxième explication repose sur le fait que la solution de Hq est appliquée dans le bassin versant par intermittence seulement, de sorte que la sorption continue de la solution de Hg de l'atmosphère n'est pas possible. La rétention des nouveaux dépôts de mercure dans les sols organiques de surface signifie que la réponse des systèmes des zones sèches aux diminutions des dépôts de mercure atmosphérique sera retardée en raison de la réduction des émissions. Il est nécessaire d'effectuer d'autres études sur les relations qui existent entre la propagation du mercure dans les sols, le cycle de carbone et la sorption continue du mercure dans différentes régions du Canada et divers types de sol.

Concentrations de méthylmercure (MeHg)

En général, les sols forestiers non saturés présentent un faible potentiel de méthylation du mercure, car ils ne possèdent pas suffisamment de sites anaérobies propices à la réduction du sulfate (SO₄²⁻) et du fer (Hintelmann *et al.*, 2002). Branfireun et Roulet (2002) ont mesuré des concentrations de méthylmercure de 0,23 ng g⁻¹ dans les sols organiques de surface et de 0,04 ng g⁻¹ dans les sols minéraux de zones sèches dans un petit bassin versant d'amont du bouclier précambrien dans la région des lacs expérimentaux (tableau 5.5), concentrations qui se situent dans la même plage que celles mesurées dans d'autres forêts boréales en Europe et aux États-Unis (Obrist, 2012). Hintelmann *et al.* (2002) ont étudié la méthylation

du mercure isotopique nouvellement appliqué sur les sols de zones sèches dans la région des lacs expérimentaux et n'ont décelé aucun méthylmercure isotopique au cours de la période de 48 heures suivant l'application des isotopes; toutefois, trois échantillons de sol prélevés environ trois mois après l'application des isotopes présentaient une concentration oscillant entre 0,01 et 0,03 ng g⁻¹ de MeHg isotopique réparti de façon uniforme dans la partie supérieure de 14 cm de l'échantillon, ce qui indique que la méthylation s'est sans doute produite surtout pendant les périodes de saturation du sol.

Rapports Hg-C

Toutes les relations empiriques entre la concentration de mercure (Hg) et la matière organique du sol (MOS) dans les sols organiques de surface de forêts d'Europe et des États-Unis indiquent des changements semblables de la concentration de mercure selon les changements de la matière organique du sol, environ 0.22 ug de Hg g-1 de matière organique du sol (Grigal, 2003), Toutefois, la stœchiométrie de la relation Hg-MOS varie généralement dans le profil pédologique : la quantité de Hg par unité de masse de matière organique du sol augmente en fonction de la profondeur dans les horizons minéraux (Grigal, 2003). Au Canada, peu d'études ont mesuré les rapports Hg-MOS et les rapports Hg-carbone organique dans le sol (COS) dans les sols de zones sèches. Dans un sous-bassin du bassin versant du projet METAALICUS. on a mesuré des rapports moyens Hg-COS de 0,23 µg de Hg g-1 de C pour la couche organique superficielle, de 0,71 µg de Hg g⁻¹ de C pour la couche organique inférieure et de 2.00 µg de Hg g-1 de C pour la couche minérale, ce qui permet de constater une tendance distincte à la hausse du rapport Hg-COS liée à la profondeur dans le profil pédologique (Oswald, 2011). Ces résultats sont inférieurs aux valeurs mesurées dans un plus grand nombre de couches à deux sites suédois (~ 0.54 à 0.93 µg de Hg g⁻¹ de C), ce qui peut s'expliquer par une plus grande quantité de dépôts de mercure qui s'est accumulée au fil du temps en Suède comparativement au nord-ouest de l'Ontario. Ils se situent tout de même dans la plage de valeurs signalée pour les couches organiques inférieures $(\sim 0.37 \text{ à } 1.51 \text{ µg de Hg g}^{-1} \text{ de C})$ et les couches minérales (~ 1.2 à 1.7 µg de Hg g⁻¹ de C) (Akerblom *et* al., 2008)...

TABLEAU 5.5 Plages (moyennes) des concentrations de mercure total (HgT) et de méthylmercure (MeHg) mesurées dans les sols de zones forestières sèches au Canada. Lorsqu'ils sont nommés, les horizons du sol sont classés conformément au Système canadien de classification des sols.

Lieu, <i>ordre du sol</i>	Végétation dominante du couvert	Couche du sol	Mercure total (ng g ⁻¹ en poids sec), <i>n</i>	Méthylmercure (ng g ⁻¹ en poids sec), <i>n</i>	Référence	
Plusieurs sites le long d'un	Non indiqué	LFH	79 à 155, 7	-	Dudas et Pawluk	
transect s'étendant du sud- est de l'Alberta au centre de		Ah	20 à 35, <i>15</i>	-	(1976)	
l'Alberta, <i>chernozémique et</i>		В	18 à 71, <i>10</i>	-]	
luvisolique		С	30 à 70, <i>27</i>	-	1	
Fleuve Churchill (secteur de dérivation), Manitoba,	Peuplier faux-tremble, peuplier baumier,	Superficielle Organique	95,8ª, 77	-	Bodaly <i>et al.</i> (1987)	
non indiqué, mais vraisemblablement luvisolique	bouleau à papier et pin gris	Ah	98,6ª, <i>54</i>	-		
et possiblement cryosolique		Minérale (argile)	34,2ª, <i>58</i>	-		
Flin Flon, Manitobab,	Pin gris, épinette noire,	Organique	400, 1	-	Henderson et al.	
brunisolique	épinette blanche et sapin baumier	Minérale	60, 1	-	(1995)	
Région des lacs expérimentaux, Ontario,	Pin gris, épinette noire et bouleau à papier	Superficielle Organique	-	0,23, <i>3</i>	Branfireun et Roulet (2002)	
brunisolique		Minérale (sable/ limon)	-	0,04, 3		
Région des lacs expérimentaux, Ontario, <i>brunisolique</i>	xpérimentaux, Ontario, noire		144, <i>24</i>	0,58	Hintelmann <i>et al.</i> (2002)	
Région des lacs expérimentaux, Ontario, <i>brunisolique</i>	Pin gris	Superficielle Organique	162, <i>3</i>	0,6, 3	Mailman et Bodaly (2005)	
9 sites au Manitoba et en Saskatchewan, <i>ordre de sol</i> <i>dominant non indiqué</i>	Pin gris et épinette noire	Organique	240, non indiqué	-	Turetsky <i>et al.</i> (2006)	
Parc national de Prince Albert, Saskatchewan, <i>luvisolique</i>	Pin <i>spp.</i> , épinette <i>spp.</i> , tremble	Mélange : Of, Om et Oh	100 à 160°, <i>13</i> 120 à 300 ^d , <i>4</i> 160 à 250°, <i>5</i>	-	Friedli <i>et al</i> . (2007)	
		Minérale (argile)	9,2°, 4 8,8°, 4 25,2°, non indiqué	-		
Région des lacs expérimentaux, Ontario, brunisolique	Épinette noire, sapin baumier, érable rouge, bouleau à papier et pin gris	Mélange : Organique et minérale	160, <i>88</i>	-	Harris <i>et al.</i> (2007)	
Plusieurs sites au Nouveau-	Épinette rouge,	L	19 à 536 (141), <i>211</i>	-	Nasr et Arp (2011)	
Brunswick, <i>podzolique</i>	epinette noire, pin blanc, sapin baumier, tremble, bouleau à	F	12 à 818 (260), <i>272</i>	-		
		Н	87 à 616 (299), <i>35</i>	-		
	papier, bouleau jaune, érable rouge et érable à sucre	Minérale (principalement A)	13 à 382 (110), <i>141</i>	-		
Région des lacs	Épinette noire, sapin	Mélange : L et Of	111, <i>169</i>	-	Oswald (2011)	
expérimentaux, Ontario, brunisolique	baumier, érable rouge et bouleau à papier	Mélange : F, H, Om et Oh	243, <i>186</i>	-	Oswald <i>et al.</i> (2013) [en cours de préparation]	
		Mélange : Ah et Bm	32.7, 141	-	, , , , , , , , , , , , , , , , , , , ,	

a Les moyennes ont été calculées à partir des concentrations mesurées dans les horizons de sols non inondés à 13 sites en 1981.

b Les concentrations ont été mesurées dans des échantillons de sol prélevés à plus de 40 km d'une fonderie de métaux communs et sont considérées comme représentatives des concentrations de fond; toutefois, comme les concentrations de mercure total sont relativement élevées par rapport à celles d'autres études, il se peut que la contamination soit toujours à considérer à cette distance.

c,d,e Les teneurs en mercure sont fournies pour les sols prélevés sous des peuplements forestiers à trois stades de succession après un incendie : c jeune (39 ans), d vieux (133 ans), e très vieux (180 ans).

Bassins de mercure

Bien qu'il existe souvent une corrélation positive entre les concentrations de Hg et de matière organique du sol, la densité apparente du sol et la matière organique du sol sont inversement proportionnelles (Ouimet et Perie, 2008) et, par conséquent, le fait de mettre l'accent sur les concentrations plutôt que sur les bassins peut fausser notre perception de l'abondance de Ha dans les différentes couches du sol (Grigal, 2003). Même de faibles concentrations de Hg, par exemple dans un sol minéral à densité apparente relativement élevée, peuvent entraîner une masse importante lorsque la substance s'accumule sur plusieurs mètres (Grigal, 2003). Le tableau 5.5 présente un résumé d'études menées au Canada. dont quelques-unes seulement ont estimé la masse par mètre carré de mercure total dans le pédopaysage ou des horizons de sol individuels. Dans le sol, le bassin de mercure total natif a été évalué entre 1 368 et 1 985 µg m⁻² approximativement pour une parcelle de sol expérimentale de 680 m² dans la région des lacs expérimentaux (Hintelmann et al., 2002). Turetsky et al. (2006) ont estimé que 3 410 µg m⁻² de mercure est stocké dans les sols organiques des zones forestières sèches boréales dans l'Ouest du Canada. Harris et al. (2007) ont estimé que les sols organiques des zones sèches du bassin versant du projet METAALICUS contenaient 960 µg m⁻² de mercure. Friedli et al. (2007) ont comparé les bassins et les concentrations de mercure total dans le sol organique de deux peuplements de végétation qui ont repoussé après des incendies avant eu lieu 39 et 130 ans auparavant et ont estimé les valeurs suivantes : 1 010 µg m⁻² de Hg sous le peuplement de 39 ans et 2 920 µg m⁻² de Hg sous le peuplement de 130 ans. Dans un sous-bassin du bassin versant du projet METAALICUS, Oswald (2011) a évalué les tailles movennes des bassins de mercure total à 273 μg m⁻² dans la couche organique superficielle, 8 892 μα m⁻² dans la couche organique humifiée inférieure et 6 427 µg m⁻² dans la couche minérale supérieure de 15 cm. Les estimations de la masse par mètre carré du mercure dans les couches de sol organique forestier et les couches minérales en Suède, aux États-Unis et en Allemagne varient de facon marquée selon l'épaisseur du sol étudiée (~ 500 à 4 000 μg m⁻² dans les couches de sol organique forestier et ~ 3 000 à 10 000 ug m⁻² dans les couches minérales supérieures (Grigal, 2003)). La masse de mercure

dans les horizons de sols minéraux profonds est une source importante d'incertitude en ce qui a trait aux estimations des bassins du sol au Canada.

Pour les sols aux États-Unis, la taille moyenne des bassins de méthylmercure estimée par Obrist (2012) était de 17,2 µg m⁻² (0 à 40 cm). À la connaissance des auteurs, il n'existe aucune estimation des bassins de méthylmercure dans les sols des zones sèches au Canada, ce qui constitue également une source importante d'incertitude quant aux estimations des bassins du sol au Canada.

5.7.3 Profil spatial

Malgré l'importance des nouvelles connaissances acquises sur la sensibilité des écosystèmes forestiers (particulièrement dans les régions boréales) à la contamination par le mercure, on ne connaît pas encore les facteurs qui sont à l'origine de la dynamique spatiotemporelle du mercure dans les bassins versants (Gabriel et al., 2012) et l'ensemble des écorégions. Il faut mieux comprendre si, à grande échelle, des facteurs autres que les dépôts atmosphériques entraînent l'accumulation de mercure à la surface et si le profil spatial du mercure est un indicateur de pollution urbaine ou industrielle ou bien de dépôt atmosphérique de fond. À plus petite échelle, il est essentiel de connaître les facteurs qui causent des variations spatiales dans les bassins de mercure dans le sol et aussi de comprendre le débit de l'eau dans les bassins versants afin de comprendre la mesure dans laquelle le pédopaysage contribue réellement à l'exportation du mercure vers les écosystèmes aquatiques en aval. De nombreuses études reconnaissent que la matière organique du sol est un adsorbant puissant des métaux comme le mercure (Schuster, 1991; Kolka et al., 1999; Grigal, 2003; Munthe et al., 2007) et que la variabilité spatiale des concentrations de mercure total dans le sol est généralement attribuable à une variation de la concentration de la matière organique du sol (Grigal, 2003). La variation spatiale des concentrations de matière organique du sol est liée aux variations du climat et de la végétation à l'échelle régionale et aux variations de la topographie, du drainage et de la végétation à plus petite échelle (Sommer, 2006; Webster et al., 2011).

Tendances du mercure à petite échelle

Gabriel et al. (2012) ont montré que le carbone organique dans le sol était le principal facteur à l'origine de la variation spatiale du mercure dans les horizons O et A dans dix bassins versants de la Superior National Forest située au Minnesota (États-Unis). Toutefois, dans les horizons minéraux B/E, le carbone organique semblait jouer un rôle moins important dans la variation spatiale du mercure. Dans la région des lacs expérimentaux. Oswald (2011) a examiné la répartition géographique du carbone organique dans le sol ainsi que les bassins de mercure total du sol dans un sous-bassin de 7,75 hectares du bassin versant du projet METAALICUS et a constaté que les profils spatiaux observés n'étaient pas systématiquement liés aux profils spatiaux de la topographie ou des conditions de drainage, tel qu'on aurait pu s'y attendre. À titre d'exemple, les zones du bassin versant ayant une surface contributive ascendante plus importante ou un indice d'humidité topographique élevé ne présentaient pas nécessairement les bassins de carbone organique dans le sol ou de mercure total les plus importants. Le type de couvert était plutôt le facteur prédicteur le plus important de la variabilité spatiale du carbone organique dans le sol et de mercure total. En général, ces bassins étaient plus importants sous les couverts de conifères d'anciennes forêts, mais la signification statistique des différences variait selon les couches de sol.



Tendances du mercure à grande échelle

Obrist et al. (2011) ont effectué un examen systématique des concentrations de mercure dans la biomasse, la litière et les sols de 14 sites forestiers aux États-Unis et ont établi qu'il existait une corrélation positive entre les concentrations de mercure dans le sol et le carbone dans le sol, la latitude, les précipitations ainsi que la teneur en argile, ce qui, dans l'ensemble, expliquerait jusqu'à 94 % de la variabilité des concentrations de mercure. Fait intéressant, les augmentations de mercure dans le sol en fonction de la latitude étaient contraires aux diminutions des dépôts atmosphériques de mercure en fonction de la latitude, ce que les auteurs expliquent par la grande importance accordée au carbone dans le sol pour ce qui est de déterminer la répartition du mercure dans les forêts à l'échelle continentale. À la connaissance des auteurs, aucune étude n'a été effectuée sur la tendance de la répartition à grande échelle du mercure dans les sols de zones sèches au Canada. Il s'agit d'une importante lacune dans nos connaissances des effets des dépôts atmosphériques et des effets potentiels des perturbations sur la réémission du mercure dans l'atmosphère et sur l'exportation du mercure vers les écosystèmes aquatiques. Cependant, une étude récente (Nasr et Arp, 2011) a examiné les tendances des concentrations de mercure total dans les fructifications fongiques, les mousses et les substrats du sol à trois sites au Nouveau-Brunswick situés plus ou moins le long d'un transect perpendiculaire à la côte de la baie de Fundy. En général, la concentration du mercure total dans le sol diminuait avec la profondeur du sol (tableau 5.5), ce qui laisse croire que le mercure total présent dans le sol proviendrait vraisemblablement des dépôts atmosphériques plutôt que du rejet graduel lié à l'altération des minéraux du sol. Les auteurs ont également constaté que les concentrations de mercure total dans les horizons L. F. H et A des sols podzoliques des zones sèches indiquaient le gradient de dépôt atmosphérique pour les précipitations et les polluants atmosphériques. Les concentrations les plus élevées ont été mesurées au large de l'île Grand Manan, des concentrations moins importantes ont été mesurées le long de la côte, puis des concentrations plus faibles, à un site de la partie continentale. Ils ont également établi qu'il existait une corrélation positive entre les concentrations

de mercure total dans le sol et la teneur en carbone total et en soufre total du sol, mais que les concentrations étaient inversement proportionnelles à l'épaisseur du sol de la forêt (LFH). Cette tendance des concentrations du mercure total à diminuer avec l'augmentation de la profondeur du sol de la forêt est sans doute attribuable aux différences des taux de renouvellement globaux de la matière organique; comme le taux de renouvellement dans les couches plus profondes est généralement plus faible, le mercure ne s'y concentre pas aussi vite que dans les couches en décomposition. En général, les rapports entre les concentrations de mercure total-carbone et de mercure total-azote devraient augmenter plus l'état de décomposition est avancé. Ces rapports seraient plus faibles dans la couche L, plus élevés dans la couche F, encore plus élevés dans la couche H et les plus élevés dans les couches de sol minéral où le degré d'humification de la matière organique (MO) augmente entre les horizons A à C (Trumbore, 2000). Dans cette étude, la corrélation positive importante entre le mercure total et le soufre total ($R^2 = 0.157$; p < 0.0001) confirme que le soufre total contribue vraisemblablement à la rétention du mercure en raison de la forte liaison Hq-SH-M0 (Xia et al., 1999; Skyllberg et al., 2003).

5.8 MÉCANISMES DE CONTRÔLE HYDROLOGIQUE POUR LE TRANSPORT DE MERCURE DANS LES ZONES SÈCHES

5.8.1 Introduction

Les zones sèches terrestres contiennent un grand réservoir de mercure dans les sols provenant de dépôts atmosphériques élevés s'échelonnant sur plusieurs décennies (Mason *et al.*, 1994; Harris *et al.*, 2007; Munthe *et al.*, 2007). Il est reconnu que l'exportation de mercure des pédopaysages de zones sèches représente une voie importante de la pénétration du mercure dans les écosystèmes aquatiques de nombreux bassins versants (Kolka *et al.*, 2001; Grigal, 2002; Harris *et al.*, 2007; Schuster

et al., 2008; Shanley et al., 2008; Mitchell et al., 2009; Demers et al., 2010; Dittman et al., 2010). Le transport du mercure dans les sols de zones sèches est étroitement lié au transport de la matière organique dissoute et de la matière organique particulaire (Meili, 1991; Mierle et Ingram, 1991; Kolka et al., 2001; Ravichandran, 2004; Schuster et al., 2008; Shanley et al., 2008) en raison de la forte liaison entre le Hg2+ et les sites ayant une teneur réduite en soufre dans la matière organique naturelle (Skyllberg et al., 2000). Le mercure présent dans les sols de zones sèches peut être rejeté dans les cours d'eau lorsque des zones saturées situées à proximité de cours d'eau relient des sols organiques au cours d'eau (Grigal, 2002; Dittman et al., 2010). Il n'est pas rare d'observer des flux élevés de mercure et de matière organique pendant les périodes de fort débit, telles que la fonte des neiges et les événements pluviohydrologiques (Allan et al., 2001; Dommergue et al., 2003a; Mitchell et al., 2008a; Schuster et al., 2008; Shanley et al., 2008; Demers et al., 2010; Haynes et Mitchell, 2012), et ces périodes représentent souvent une grande partie de la masse annuelle de Hg²⁺ exportée vers les zones de méthylation en aval, comme les zones humides et les lacs.

Au Canada, il existe une foule de processus hydrologiques associés au transfert des précipitations et de l'eau de fonte des milieux secs vers les écosystèmes d'eau douce qui dépendent principalement du climat, de la géologie du socle rocheux, de la géologie de surface, du type et de la profondeur du sol ainsi que des caractéristiques topographique et de drainage de la région (Devito et al., 2005). De nombreuses études sur l'hydrologie liée au mercure menées à des échelles spatiales plus petites (p. ex. sous-bassin ou versant) ont permis de déterminer que les principaux processus hydrologiques qui ont des répercussions sur le cycle de l'eau sont plus fortement influencés par certains de ces facteurs que par d'autres facteurs. Par exemple, la génération d'un débit rapide sur des sols organiques saturés dans des zones où il y a une couverture étendue des terres humides ou le débit d'eau vertical dans des substrats grossiers peuvent rehausser l'importance du type de sol et de la géologie de surface, respectivement, et diminuer l'importance des facteurs d'échelle, tels que le climat et la géologie du socle rocheux. Au bout du compte, tous les facteurs abordés ci-dessus auront un effet sur le lieu et la profondeur de la circulation de l'eau dans les sols, de même que sur les types de sol avec lesquels le mercure interagira au cours de son déplacement vers l'aval.

Au cours des vingt dernières années, les recherches menées au Canada, principalement dans l'écozone du bouclier boréal, ont permis de répondre aux questions les plus urgentes sur les processus d'exportation du mercure dans les zones sèches (Mierle et Ingram. 1991; St. Louis *et al.*, 1996, 1994; Allan *et al.*, 2001; Branfireun et Roulet, 2002; Hintelmann et al., 2002; Dommerque et al., 2003a: Loseto et al., 2004 a. b; Harris et al., 2007; Ghorpade, 2010; Oswald, 2011): toutefois, les contrôles hydrologiques pour l'exportation du mercure depuis les milieux secs ont fait l'objet d'études plus approfondies aux États-Unis (p. ex., Babiarz et al., 1998; Shanley et al., 2008; Schuster et al., 2008; Mitchell et al., 2009; Demers et al., 2010: Dittman et al., 2010: Schelker et al., 2011; Riscassi et al., 2011; Riscassi et Scanlon, 2011; Shanley et Chalmers, 2012; Haynes et Mitchell, 2012) et en Europe (p. ex., Bishop et al., 1995a, b; Schwesig et Matzner, 2001; Eklöf et al., 2012). Dans les sections suivantes, nous analysons les connaissances actuelles sur les contrôles hydrologiques pour le transport du mercure dans les zones sèches terrestres à la lumière des résultats obtenus à partir des sites étudiés dans le cadre des recherches canadiennes. L'analyse est axée sur les principaux processus hydrologiques qui influent sur la dynamique associée aux concentrations de mercure pendant la fonte des neiges et les événements pluvio-hydrologiques d'été. qui constituent une caractéristique des périodes de haut débit observée dans de nombreux paysages canadiens. Nous présentons également une brève analyse des recherches récentes sur le rôle de la qualité du carbone et de sa relation avec la mobilité du mercure dans des sols de zones sèches intactes. Les contrôles hydrologiques pour la production et la mobilité du méthylmercure dans les zones humides sont abordés dans la section sur les zones humides de ce chapitre.

5.8.2 Périodes de forts débits épisodiques

Les périodes de forts débits épisodiques peuvent lessiver l'eau interstitielle des sols de zones sèches et transporter le mercure particulaire et dissous vers les systèmes d'eau douce en aval et les sites de méthylation (chapitre 6). Dans les régions où les chutes de neige sont relativement abondantes, la période de fonte des neiges du printemps peut représenter la plus grande partie de l'apport d'eau et de soluté de l'année; toutefois, le transport qui a lieu après des tempêtes estivales peut constituer une partie importante de l'exportation annuelle de mercure et de carbone organique dissous, particulièrement après de longues périodes de sécheresse (Babiarz *et al.*, 1998; Schuster *et al.*, 2008; Shanley *et al.*, 2008)

Fonte des neiges

Les bassins de mercure associés à la chute de neige et au manteau neigeux peuvent représenter jusqu'à 50 % de l'exportation du mercure dans l'écoulement causé par la fonte des neiges, même si la source du mercure contenu dans l'eau de fonte peut être des dépôts de mercure antérieurs ayant été stockés dans les sols du bassin versant et lessivés pendant la fonte des neiges (Nelson et al., 2010). Il est étonnant de constater que peu d'études effectuées au Canada comportent un examen des concentrations et des flux de mercure dans l'eau de fonte (tableau 5.6). Allan et al. (2001) ont mesuré les concentrations et les flux de mercure dans un bassin versant de zone sèche de premier ordre dominé par un substrat rocheux exposé et des dépressions remplies de sol pendant la période de fonte des neiges de 1992. Ils ont constaté un écoulement provenant d'une accumulation d'un manteau neigeux de 64 cm (39 % de plus que l'accumulation moyenne de neige entre 1970 et 1999). La concentration moyenne de méthylmercure dans l'eau de fonte de l'ensemble du bassin versant était semblable à la concentration dans l'écoulement pendant la saison de croissance; toutefois, la concentration moyenne de mercure total (mercure total = mercure non méthylé + méthylmercure) était plus faible dans l'eau de fonte que dans l'écoulement avant eu lieu plus tardivement dans la saison (tableau 5.6).

À notre connaissance, Allan *et al.* (2001) sont les seuls à avoir étudié la dynamique du mercure dans l'eau de fonte dans une zone forestière sèche d'une région tempérée au Canada; toutefois, des études réalisées aux États-Unis et en Suède ont permis d'accroître nos connaissances sur la dynamique du mercure durant cette période importante (Bishop *et al.*, 1995 a, b; Schuster et al., 2008; Mitchell et al., 2009; Demers et al., 2010; Schelker et al., 2011; Haynes et Mitchell, 2012). Plusieurs de ces études sont exposées dans cette section. Bishop et al. (1995b) ont obtenu les résultats suivants : 34 % du flux annuel du mercure total et 12 % du flux annuel du méthylmercure provenant d'un bassin versant dans le nord de la Suède se produisaient pendant la période de fonte des neiges de trois semaines. Ils ont également observé une dilution du méthylmercure, mais non du carbone organique total ni du mercure total, dans l'écoulement tout au long de l'inondation printanière, ce qui laisse croire qu'il y aurait une limite quant au méthylmercure pouvant être transporté. Dans une étude portant sur la fonte des neiges effectuée dans la région Adirondack de l'État de New York (États-Unis), Demers et al. (2010) ont indiqué que les changements des voies d'écoulement entraînaient un changement de la source et de la qualité du carbone organique dissous dans l'écoulement ainsi que du transport du mercure depuis les zones sèches vers les eaux réceptrices. Ils ont également montré que le méthylmercure peut être produit dans le sol de la forêt pendant l'hiver, puis être lessivé du sol pendant la fonte des neiges. Enfin, Haynes et Mitchell (2012) ont examiné les effets de la variabilité interannuelle de l'hydrologie de l'eau de la fonte sur le transport du mercure à plusieurs sites d'un versant dans la Marcell Experimental Forest située dans le nord du Minnesota. Ils ont observé que les différences interannuelles de l'exportation du mercure total étaient principalement attribuables aux différences relevées entre les accumulations de neige au cours des années de l'étude. Ils ont également observé, dans trois parcelles adjacentes d'un versant, une variabilité spatiale considérable de l'hydrologie de l'eau de fonte et des concentrations de mercure total dans l'écoulement pendant la période de fonte printanière, ce qui pourrait résulter des différentes profondeurs du sol organique de surface ou de la morphologie différente de la pente, facteurs qui ont tous deux une incidence sur l'étendue de la

connectivité hydrologique entre le versant et les zones saturées situées à proximité du cours d'eau.

Comme c'est le cas pour les régions tempérées, peu d'études ont porté sur la dynamique associée aux concentrations de mercure pendant la fonte des neiges dans le nord du Canada, où la neige et les sols gelés dominent le paysage la majeure partie de l'année. Dommergue et al. (2003 a,b) ont effectué une étude approfondie sur le mercure en avril 2002 avant et pendant la fonte annuelle du manteau neigeux dans une région subarctique située le long de la côte est de la baie d'Hudson. Bien que l'objectif de l'étude consistait à quantifier les émissions de Hg^o du manteau neigeux pendant la période de fonte, les chercheurs ont également prélevé des échantillons du manteau neigeux et un échantillon de l'eau de fonte (tableau 5.6), ce qui leur a permis d'estimer que, durant une journée de fonte des neiges, plus de 90 % du mercure présent dans la surface de la neige était vraisemblablement rejeté avec l'eau de fonte. Dans l'Arctique canadien, encore plus au nord, Loseto et al. (2004b) ont comparé la production du méthylmercure et son exportation des zones humides pendant l'été avec l'exportation de la substance dans l'eau de fonte, soit en tant que deux sources possibles de méthylmercure dans les lacs de l'Arctique. Malgré les concentrations relativement faibles de méthylmercure (tableau 5.6), les chercheurs ont noté que les apports de méthylmercure dans les affluents drainant l'eau de fonte étaient plus importants, en raison du fort débit, que ceux mesurés dans les bassins versants des régions tempérées contenant des zones humides. Comparativement aux sources de méthylmercure des zones humides pendant l'été, l'eau de fonte constituait une source de méthylmercure plus importante pour les écosystèmes aquatiques situés sur l'île Cornwallis; toutefois, l'origine de la substance demeure inconnue. Dans les régions plus tempérées, on estime que les flux importants de mercure pendant la fonte des neiges seraient causés par des concentrations élevées de carbone organique dissous (Demers et al., 2010) et de carbone organique particulaire (Bishop et al., 1995b) qui sont lessivés dans le pédopaysage. Cependant, les concentrations de carbone organique dissous mesurées par Loseto et al. (2004b) étaient faibles.

Il est nécessaire d'effectuer des recherches sur les effets de la variabilité interannuelle de l'hydrologie de la fonte des neiges (p. ex. enneigement, congélation du sol et dynamique de la voie d'écoulement) sur le transport du mercure pendant le printemps dans des milieux tempérés, subarctiques et arctiques au Canada, particulièrement à la lumière des effets potentiels des changements climatiques mondiaux sur ces processus.

Événements pluvio-hydrologiques estivaux

Pendant la saison de croissance, la perte de mercure dans les sols de zones sèches dans l'écoulement fluvial se produit durant les périodes de débit de base, de faible écoulement fluvial entre la fonte des neiges et les événements pluvio-hydrologiques et d'écoulements d'averses (Grigal, 2002). En général, le débit de base présente de faibles concentrations de mercure, car il s'agit de l'eau qui s'écoule des aquifères souterrains contenant peu de matière organique dissoute et de mercure (Grigal, 2002). L'écoulement d'averses comprend les contributions du ruissellement provenant des précipitations sur le réseau, de l'écoulement de surface (p. ex. sur le substrat rocheux ou les zones saturées) et de l'écoulement hypodermique, qui est l'écoulement d'averses qui s'infiltre dans le sol et circule vers les cours d'eau (Grigal, 2002). On indique souvent que l'écoulement hypodermique dans les couches de sols riches en matières organiques, particulièrement dans les zones à proximité de cours d'eau à haute teneur en matière organique du sol, en matière organique dissoute et potentiellement en mercure, est le mécanisme d'écoulement dominant qui transporte les complexes mercure et carbone organique vers les cours d'eau pendant les tempêtes (Grigal, 2002 et références dans le document). Mierle et Ingram (1991) ont été parmi les premiers à démontrer l'étroite relation qui existe entre le mercure et le carbone organique dissous dans les cours d'eau d'amont qui drainent les bassins versants dans les sols riches en matière organique du bouclier précambrien dans le sud de l'Ontario. S'ensuivirent de nombreuses autres études menées dans d'autres régions qui ont indiqué la même relation (p. ex., Shanley et al., 2008; Schuster et al., 2008; Dittman et al., 2010; Oswald, 2011). Toutefois, au Canada, relativement peu d'études

ont porté sur l'importance des caractéristiques des bassins versants et de la variabilité hydroclimatique à l'égard de la dynamique du mercure et du carbone organique pendant les événements pluviohydrologiques. Dans les sections qui suivent, nous présentons les résultats pertinents de ces études ainsi que d'autres études indiguant les concentrations de méthylmercure et de mercure total dans l'eau du sol de zones sèches ou l'écoulement pendant la saison de croissance (tableau 5.6). De plus, un bref examen des études provenant d'autres pays qui ont permis d'approfondir nos connaissances sur les contrôles hydrologiques pour le transport du mercure dans les zones sèches est fourni. On aborde également les résultats importants de l'étude METAALICUS, qui ont permis de clarifier les différences entre le transport des nouveaux dépôts de mercure et le transport des anciens dépôts de mercure depuis les zones sèches vers les systèmes aquatiques.

À la connaissance des auteurs, toutes les études dans le cadre desquelles on a examiné la dynamique associée aux concentrations de mercure et les processus hydrologiques connexes dans l'eau du sol de zones sèches et l'écoulement ont été effectuées dans la région des lacs expérimentaux. St. Louis et al. (1994) ont mesuré les concentrations de méthylmercure et de mercure total (tableau 5.6) durant la période de fort débit du printemps et de faible débit d'été dans l'écoulement fluvial provenant d'un bassin de zone sèche de 5,73 hectares dans la région des lacs expérimentaux. Ils n'ont établi aucune corrélation significative entre les concentrations de méthylmercure ou de mercure total et les débits dans le bassin versant et ils ont découvert que les concentrations de mercure total étaient habituellement plus élevées pendant l'automne que pendant le printemps et le début de l'été. Les chercheurs ont formulé l'hypothèse selon laquelle la concentration plus élevée de mercure total mesurée pendant l'automne pouvait être causée par le lessivage du mercure accumulé sous forme de dépôt sec pendant la période sèche d'été, mais cette tendance a également été signalée dans des études subséquentes (Dittman et al., 2010; Oswald, 2011) et a été attribuée au lessivage du mercure et de la matière organique dissoute accumulés dans les sols organiques en décomposition pendant les périodes

sèches et chaudes. Allan et al. (2001) ont examiné les concentrations de méthylmercure et de mercure sans méthylmercure dans l'écoulement durant deux événements pluvio-hydrologiques estivaux dans le bassin versant de zone sèche U1F dans la région des lacs expérimentaux. Ils ont découvert que, en général, les concentrations de méthylmercure variaient davantage que celles du mercure non méthylé (= HgT – MeHg) dans un écoulement épisodique, et que les concentrations des deux espèces de mercure augmentaient généralement avec l'augmentation du débit du bassin versant. Les chercheurs supposent que les variations temporelles des concentrations de mercure résultent des changements de proportions de l'écoulement provenant de différentes unités de paysage (p. ex. zone dominée par un substrat rocheux ou zone dominée par le sol) dans le bassin versant et ils mettent en garde que ces variations doivent être prises en compte dans les estimations du bilan massique. Branfireun et Roulet (2002) ont surveillé les concentrations de méthylmercure dans le ruissellement provenant d'une zone sèche et d'autres unités de paysage dans un bassin versant d'amont afin d'évaluer les contrôles hydrologiques pour la variabilité interannuelle des flux de méthylmercure et les rôles relatifs des différentes unités de paysage se rapportant à la situation de l'ensemble du bassin versant en ce qui a trait aux sources et aux puits (tableau 5.6). En 1995, année relativement sèche, le ruissellement provenant des zones sèches était épisodique, et les concentrations de méthylmercure sont demeurées inférieures à 0,12 ng L-1. Par contre, en 1996, une année relativement humide, les concentrations de méthylmercure mesurées dans le ruissellement provenant d'une zone sèche ont atteint 0,26 ng L⁻¹. La moyenne de toutes les concentrations de méthylmercure mesurées dans le ruissellement de la zone sèche était de 0,11 ng L⁻¹. Lorsqu'ils ont examiné les rôles relatifs des différentes unités de paysage en tant que source ou puits de méthylmercure dans le bassin versant, les auteurs ont déterminé qu'une portion du versant minéral se liait au méthylmercure ou entraînait la déméthylisation du méthylmercure qui y circulait.

Dans une étude pilote menée dans le cadre du projet METAALICUS (voir l'encadré 5.2 pour de plus amples renseignements sur le projet), Hintelmann *et al.* (2002)



ont examiné l'importance relative des nouveaux dépôts de mercure dans le cadre d'une expérience visant à augmenter la charge de Hg2+ dans un petit bassin de zone forestière sèche bien caractérisé de 680 m² dans la région des lacs expérimentaux à l'aide d'isotopes stables de mercure. Les auteurs ont observé que la fraction de la solution de Hg présente sous forme de solution de méthylmercure dans l'écoulement d'un petit bassin versant environ un mois après l'application était significativement plus élevée que la fraction du mercure ambiant présent sous forme de méthylmercure ambiant (tableau 5.6), ce qui laisse croire que les nouveaux dépôts de mercure pourraient être plus disponibles pour les réactions de méthylation que le mercure ambiant pendant les périodes propices à la méthylation dans les sols de zones sèches (p. ex. périodes de saturation du sol). Hintelmann et al. (2002) ont également surveillé les concentrations de la solution de méthylmercure et du méthylmercure ambiant dans l'écoulement pendant un événement de précipitation qui a commencé deux jours après l'application de la solution de Hg. Les auteurs ont constaté que les concentrations de la solution de Hg dans l'écoulement avaient diminué de façon exponentielle durant la première tempête de pluie et qu'elles étaient demeurées faibles (~ 0,05 ng L-1) pendant le reste de la saison, ce qui indique une différence importante entre la mobilité de la solution de Hg et le mercure ambiant. La petite partie (0,25

%) de la solution de Hg qui avait été transportée au départ dans l'écoulement était attribuable à la liaison de la solution de Hg à la matière organique dissoute ou aux particules qui étaient facilement lessivées pendant les précipitations.

Après la troisième année de l'étude METAALICUS. Harris et al. (2007) ont établi que 54 % de la charge annuelle du mercure total ambiant dans le lac 658 provenait des zones sèches, ce qui correspond à plus du double des charges annuelles dans le lac provenant des dépôts atmosphériques. Par contre, moins de 1 % de la solution de Hg appliquée dans les zones sèches a été transportée dans l'écoulement vers le lac. Ces constatations soulignent l'importance des zones sèches comme source dominante de mercure inorganique dans certains lacs, mais soulèvent d'autres questions sur les contrôles hydrologiques et biogéochimique en ce qui a trait à l'ampleur des flux de solution de Hg et du mercure ambiant des zones sèches et au moment où ils se produisent (Krabbenhoft, 2005; Harris et al., 2007; Munthe *et al.*, 2007).

Après avoir appliqué une solution de Hg pendant six ans dans un bassin versant, Oswald (2011) a mené une étude visant à examiner la propagation, dans le ruissellement, de la solution de Hg et du mercure ambiant dans le pédopaysage des zones sèches. Les rapports entre les concentrations de solution de Hg et de mercure ambiant diminuaient avec la profondeur dans le profil pédologique, passant de 0,1 à 0,02, et diminuaient entre l'eau du sol et le ruissellement du bassin versant, passant de 0,01 à 0,004. Ces résultats confirment que la majeure partie de la solution de Hg était toujours liée aux sols organiques de surface. Oswald (2011) a également examiné, sur une période de six mois, la relation entre la concentration et le débit pour la solution de Hg dissoute et le mercure ambiant ainsi que le carbone organique dissous. De mai à octobre 2008, Oswald (2011) a constaté que le pouvoir de prédiction lié à la relation entre la concentration et le débit pour la solution de Hg, le mercure ambiant et le carbone organique dissous était très faible; toutefois, l'ajout de variables explicatives hydrologiques, comme le volume d'eau stockée dans le sol une semaine avant la mesure des concentrations de soluté dans l'eau, a permis de renforcer cette relation. Lorsque

le volume d'eau stockée antérieurement diminuait, les concentrations de la solution de Hg. du mercure ambiant et du carbone organique dissous augmentait, et vice-versa, ce qui laisse croire que le bassin de solutés potentiellement mobiles prenait de l'expansion pendant les longues périodes de sécheresse. En ce qui concerne les périodes de débit. Oswald (2011) a comparé l'exportation totale de la solution de Hg, de mercure ambiant et du carbone organique dissous de deux périodes présentant des volumes de ruissellement semblables, soit au printemps lorsque les sols étaient relativement humides et à l'automne lorsque les sols étaient relativement secs. Malgré des volumes d'écoulement similaires pendant les deux périodes, comparativement à la tempête printanière, la tempête automnale a entraîné des charges significativement plus importantes de mercure ambiant, de la solution de Hg et du carbone organique dissous dans le lac en aval. Les auteurs ont supposé que le carbone organique dissous s'était accumulé dans les sols minces riches en matière organique pendant la période chaude et sèche de la fin de l'été et qu'il finissait par être lessivé avec le mercure lorsque l'apport des précipitations était suffisant pour que le ruissellement atteigne les sols organiques et le cours d'eau. Au contraire, pendant les longues périodes humides, telles que la fonte des neiges avant la tempête printanière, le lessivage continu a dissipé le mercure total dissous et le carbone organique dissous dans le sol entraînant ainsi des concentrations plus faibles du mercure et du carbone organique dissous dans l'eau du sol et le cours d'eau. Ces résultats concordent avec ceux de Dittman et al. (2010), qui ont observé l'exportation de mercure total et de carbone organique dissous la plus importante à partir d'un bassin de zone sèche dans la région d'Adirondack de l'État de New York (États-Unis) pendant l'été. Les chercheurs ont expliqué ces résultats par les températures élevées favorisant l'activité biologique, qui a entraîné un accroissement de la décomposition de la matière organique et de la solubilité du carbone organique dissous.

Selon une hypothèse courante, lorsqu'un bassin versant s'assèche pendant une période chaude, le ruissellement des zones sèches diminue, de sorte que moins de carbone organique dissous atteint les systèmes d'eau douce (Schindler, 2009). Selon ce raisonnement, les flux de mercure devraient

TABLEAU 5.6 Résumé des concentrations de mercure total (HgT) et de méthylmercure (MeHg) mesurées dans l'eau du sol de zones sèches, le ruissellement ou le débit et l'eau de fonte dans le cadre d'études canadiennes

Lieu	Description des mesures	Méthylmercure (ng L ⁻¹)	Mercure total (ng L ⁻¹)	% MeHg	Référence
Dorset, Ontario	Plage des concentrations mesurées dans le débit déversé dans deux lacs	-	0,5 à 28ª	_	Mierle and Ingram (1991)
Région des lacs expérimentaux (Ontario)	Plage des concentrations moyennes annuelles dans le ruissellement des zones sèches (1990-1991 à 1992-1993)	0.031-0.055	8,82 à 13,45	0,23 à 0,60°	St. Louis <i>et</i> <i>al.</i> (1996)
Région des lacs expérimentaux (Ontario)	Plage (moyenne) des concentrations mesurées dans l' eau de fonte provenant d'un bassin versant de premier ordre (1991-1994)	0.02–0.13 (0.05)	4,57 à 14,58 (7,82) ^b	0,64°	Allan <i>et al.</i> (2001)
	Plage (moyenne) des concentrations mesurées dans le débit à la hausse d'un bassin versant de premier ordre (1991- 1994)	0.02–0.14 (0.05)	6,14 à 13,16 (9,37) ^b	0,53°	
	Plage (moyenne) des concentrations mesurées dans le débit à la baisse d'un bassin versant de premier ordre (1991- 1994)	0.02-0.07 (0.03)	7,50 à 16,29 (12,57) ^b	0,24 ^c	
Région des lacs expérimentaux (Ontario)	Plage des concentrations mesurées dans le ruissellement d'un petit bassin de zone sèche	0.05-0.23 ^a	8 à 20ª	0,4	Hintelmann et al. (2002)
Région des lacs expérimentaux (Ontario)	Plage (moyenne) des concentrations mesurées dans le débit dans un déversoir de zone sèche (1995-1996)	<0.12–0.26 (0.11)	-	-	Branfireun and Roulet (2002)
Kuujjuarapik/ Whapmagoostui (Québec)	Concentration mesurée dans un échantillon d'eau de fonte	0.09	11,9	0,76°	Dommergue et al. (2003)
Île Cornwallis (Nunavut)	Plage des concentrations mesurées dans l' eau de fonte (valeurs les plus élevées) et le faible débit (valeur les plus faibles) le long de trois affluents	<0.02-0.14	< 0,25 à 4,4	3 à 15,4	Loseto <i>et al.</i> (2004)
Région des lacs expérimentaux (Ontario)	Plage des concentrations mesurées dans la fraction < 0,7 µm de l' eau du sol peu profonde du printemps à l'automne 2009	-	10 à 50ª	_	Ghorpade (2010)
Région des lacs expérimentaux (Ontario)	Plage (moyenne) des concentrations mesurées dans l' eau du sol de subsurface peu profonde pendant la saison de croissance (2007-2008)	-	3,1 à 154,3 (21,0)	-	Oswald <i>et al.</i> (2014)
	Plage (moyenne) des concentrations mesurées dans l'eau du sol de subsurface profonde pendant la saison de croissance (2007-2008)	-	4,7 à 57,2 (11,5)	-	
	Plage (moyenne) des concentrations mesurées dans le débit du bassin versant pendant la saison de croissance (2007-2008)	-	5,0 à 33,8 (16,7)	_	

^a Les valeurs sont estimées à partir de données.

 $^{^{\}mathrm{b}}$ Concentration du mercure non méthylé (= HgT - MeHg).

^{*} Comme le % MeHg n'était pas indiqué dans l'article, nous l'avons estimé selon la moyenne ou la plage des données.

également diminuer. Toutefois, ces hypothèses reposent sur le concept que l'écoulement occupe une place plus importante dans l'estimation des flux de mercure. Le fait que plusieurs études montrent des changements saisonniers bien distincts en ce qui a trait à la relation entre la concentration et le débit pour le mercure et le carbone organique dissous laisse supposer que la prise en compte du ruissellement est trop simple et que les prévisions justes des effets du réchauffement climatique sur la chimie des lacs doivent tenir compte du bilan, sur de plus longues périodes, entre le ruissellement et l'accumulation de mercure et de carbone organique dissous mobile dans des bassins. Bon nombre des résultats décrits précédemment laissent croire qu'un climat caractérisé par de longues périodes sèches ponctuées par des pluies abondantes serait favorable à des flux importants de mercure dans les écosystèmes aquatiques provenant du ruissellement du bassin versant. Les modèles d'exportation du mercure à partir de zones sèches devraient être ajustés en fonction d'un ensemble de conditions climatiques afin de tenir compte des changements de la relation entre la concentration et le débit. De plus, il s'avère nécessaire de réaliser des études pluriannuelles portant sur la proportion de l'exportation annuelle de mercure pendant les périodes de débit précédées de temps sec.

5.8.3 Caractéristiques de la matière organique dissoute et mobilité du mercure dans les sols des zones forestières sèches

Tel qu'il a été établi précédemment, la matière organique dissoute est un vecteur de transport du carbone et du mercure dans les sols, et il semblerait que les espèces de soufre réduit dans la matière organique dissoute puissent avoir une incidence sur la liaison du mercure et, par conséquent, sur la capacité du carbone organique dissous d'exporter le mercure (St. Louis et al., 1994; Allan et al., 2001; Skyllberg et al., 2006). Il est important de se souvenir que la matière organique dissoute est un mélange complexe de composés organiques et que, compte tenu de sa nature réactive et de sa sensibilité à la décomposition, le mélange de complexes organiques qui forment la matière organique dissoute évolue

lorsqu'il circule dans l'eau d'un bassin versant. Cette évolution continue complique la détermination du composé présent dans la matière organique dissoute responsable du transport du mercure dans les zones terrestres sèches. Pour étudier l'interaction entre le mercure et la matière organique dissoute, il faut employer des méthodes qui assurent la préservation du fractionnement du mercure dans la matière organique dissoute, notamment des analyses de l'absorbance (Dittman et al., 2010; Eklöf et al., 2012). des résines échangeuses et le fractionnement de la masse moléculaire (Babiarz et al., 2003: Ghorpade, 2010). Il est possible de mesurer les caractéristiques de la matière organique dissoute de ces fractions à l'aide de la spectroscopie d'émission, comme la matière organique colorée ou chromophore dissoute, et des analyses spécifiques détaillées des composés (au moyen de biomarqueurs de la lignine, par exemple) (Ouellet et al., 2009; Teisserenc et al., 2010) afin de comprendre l'évolution du mercure et de la matière organique dissoute lorsqu'ils circulent dans les pédopaysages de zones sèches vers les lacs.

Ouellet et al. (2009) ont établi qu'il existait des corrélations entre les concentrations de mercure et la teneur en lignine totale dans la colonne d'eau de six lacs de régions boréales au Québec, dont le bassin versant avait subi des perturbations quelconques (p. ex. agriculture, exploitation forestière). Ces corrélations indiquaient que le mercure dans les lacs provenait principalement de sources terrestres et était associé à des apports de matière organique fraîche de sources terrestres. Teisseranc et al. (2010) ont observé une corrélation directe entre le mercure et l'étape de diagénèse de la matière dans les sédiments de dix lacs de bassins versants intacts de régions boréales au Québec: toutefois, contrairement à Ouellet et al. (2009), ils ont constaté que le mercure était plus fortement associé à la matière organique dégradée dans ces matrices. Ces différences laissent entendre que l'utilisation des terres dans le bassin versant a des effets sur le transport de la matière organique naturelle et du mercure et souligne l'importance de bien comprendre la qualité de la matière organique naturelle qui circule dans les systèmes de zones sèches vers les lacs. Dans le bassin versant de l'étude METAALICUS, Ghorpade (2010) a découvert que le mercure ambiant s'associait de préférence avec des

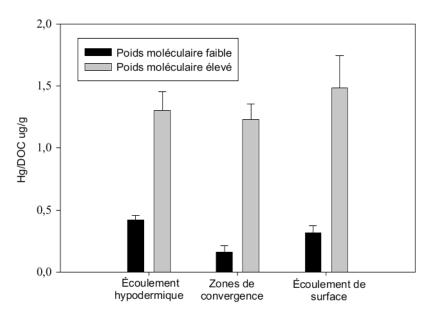


FIGURE 5.12 Mercure ambiant par gramme de carbone dans les fractions de poids moléculaire élevé et de poids moléculaire faible du carbone organique dissous à des sites d'écoulement hypodermique, dans des zones de convergence hydrologique et dans l'écoulement de surface à l'embouchure du bassin versant

complexes de matière organique dissoute plus gros ayant un poids moléculaire élevé (figure 5.12). Comme les gros complexes sont généralement moins mobiles. leur liaison avec le mercure devrait entraîner une diminution de l'exportation. Selon Ghorpade (2010), lorsque les concentrations de mercure et de la matière organique dissoute diminuaient à l'approche du débit sortant du bassin versant, la répartition du mercure entre les fractions de poids moléculaire élevé et de poids moléculaire faible demeurait constante, et les fractions de poids moléculaire élevé étaient toujours les plus importantes. La fraction de matière organique dissoute à poids moléculaire élevé comporte des structures aromatiques solides et peut avoir une incidence sur la disponibilité du mercure à l'égard des processus biologiques, y compris la méthylation dans les eaux réceptrices. Lorsqu'elle était présente, la solution de 200Hg se trouvait également surtout dans la fraction de poids moléculaire élevé (figure 5.12), ce qui semble indiguer que le mécanisme de transport des nouveaux dépôts de mercure était le même que celui des anciens dépôts de mercure, mais que les nouveaux dépôts n'avaient pas encore atteint les zones du sol où ils pouvaient être mobilisés par la matière organique dissoute.

5.9 PRODUCTION DE MÉTHYLMERCURE ET MOBILITÉ DANS LES ZONES HUMIDES

Production de méthylmercure (MeHg)

Contrairement aux sols secs aérobies des régions de zones sèches bien drainées dans les bassins versants, les zones humides sont, en général, saturées pendant toute l'année ou une partie de l'année, de sorte que leur sol est hydrique, aérobie et propice à la méthylation microbienne du Hg²⁺. La méthylation du mercure se produit principalement par l'action des bactéries anaérobies, particulièrement des réducteurs du SO₄2-, mais aussi en toute vraisemblance des réducteurs du fer et des méthanogènes (Compeau et Bartha, 1985; Gilmour et al., 1992; Kerin et al., 2006; Parks et al., 2013). Au Canada, la production et l'accumulation de méthylmercure ont été étudiées dans différents types de zones humides, dont des tourbières (Branfireun et al., 1996; St. Louis et al., 1996; Mitchell *et al.*, 2008b), des terres humides riveraines (Goulet et al., 2007), des marécages d'eau douce (Galloway et Branfireun, 2004), des marais côtiers (O'Driscoll et al., 2011), des diques de castor (Roy et al., 2009), des étangs de l'Arctique (Loseto

et al., 2004b; Lehnherr et al., 2012a; Lehnherr et al., 2012b) et des terres humides artificielles de régions tempérées (Sinclair et al., 2012). Ces études, soit des études de bilan massique ou l'observation des concentrations élevées de méthylmercure, ont montré l'importance des zones humides en ce qui a trait à la production de méthylmercure (tableau 5.7). Les données sur la méthylation du mercure in situ et les taux de déméthylation dans les zones humides n'ont été publiées que très récemment, et ces processus ont été étudiés au moyen d'incubations avec isotopes enrichis stables de mercure (Lehnherr et al., 2012a; Tjerngren et al., 2012).

Dans les étangs de l'Arctique, Lehnherr et al. (2012b) ont observé que les concentrations de méthylmercure dans les sédiments étaient surtout fonction des taux de méthylation élevés (médiane d'environ 0,05 par jour) et de la biodisponibilité du mercure inorganique dans les sédiments. En outre, l'accumulation de méthylmercure dépendait très peu des potentiels de déméthylation, qui étaient toujours faibles dans les zones humides étudiées. En revanche, en ce qui concerne les zones humides boréales de la Suède, Tjerngren et al. (2012) ont constaté que, selon le type de zone humide, les potentiels de déméthylation pouvaient avoir un effet important sur l'accumulation de méthylmercure. Bien que la méthylation dominait dans les marais tourbeux. les zones humides mésotrophes présentaient des potentiels de déméthylation beaucoup plus élevés. entraînant une accumulation nette de mercure moins importante à long terme (Tjerngren *et al.*, 2012). Des travaux plus poussés doivent être réalisés pour définir plus précisément les types de zones humides ainsi que les conditions climatiques. hydrologiques et biogéochimiques qui favorisent la méthylation par rapport à la déméthylation et viceversa. Des progrès en recherche génétique sur les microbes pourraient offrir une nouvelle plateforme (p. ex. sondes génétiques) permettant d'étudier la méthylation et la déméthylation, au fur et à mesure que nous acquerrons des connaissances sur la base génétique de la déméthylation (Barkay et al., 2003) et la méthylation (Parks et al., 2013).

Dans les basses terres situées au centre de la baie James et de la baie d'Hudson, des recherches en hydrologie et en biogéochimie sont en cours en vue d'établir la répartition naturelle de référence du mercure total et du méthylmercure dans les marais et l'eau de surface (B. Branfireun, Université de Western Ontario, communication personnelle). Selon les résultats préliminaires, malgré le fait que la plupart des gros poissons piscivores (p. ex. brochet, doré jaune) présentent des concentrations qui dépassent et parfois dépassent largement celles prescrites dans les lignes directrices sur la consommation, les concentrations de mercure total et de méthylmercure mesurées dans l'eau de surface sont très faibles (en général < 1 ng/L et 0,05 ng/L, respectivement). Dans cette région, les relations entre le mercure total, le méthylmercure et le carbone organique dissous ne sont pas aussi clairement définies que dans d'autres régions du Canada, et le rôle des tourbières comme source de méthylmercure dans l'eau de surface est loin d'être aussi évident que celui observé dans le cadre des nombreuses études menées dans les bassins versants du bouclier précambrien (B. Branfireun, Université de Western Ontario, communication personnelle; données non publiées). Il semble que, dans ce paysage, le lien entre le réseau alimentaire aquatique et l'environnement de méthylation est influencé par une hydrologie de surface beaucoup plus complexe que ce que l'on croyait. En outre, l'hydrologie de surface et la chimie sont fortement influencées par l'écoulement d'eau souterraine provenant d'aquifères de calcaire se trouvant sous les vastes tourbières. Cette recherche a également permis de déterminer que, pour tous les ordres de cours d'eau, la variabilité interannuelle du climat et de la dynamique du ruissellement avait un effet considérable sur les estimations du flux de mercure annuel, ce qui rend difficile de définir tout petit changement qui pourrait être lié à une modification de l'utilisation des terres dans la région (B. Branfireun, Université de Western Ontario, communication personnelle; données non publiées). La nécessité d'effectuer des recherches plus approfondies visant à établir les liens entre le paysage, l'eau de surface et le réseau alimentaire aquatique dans cette région du Canada a donné lieu à la création du Réseau canadien du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada sur les services des écosystèmes aquatiques.

Rôle du sulfate

Quelques études ont été effectuées pour déterminer les concentrations de méthylmercure à l'échelle de la parcelle dans les tourbières au fil du temps, particulièrement en lien avec l'ajout de SO,2-(Branfireun et al., 1999, 2001; Mitchell et al., 2008b). Toutes ces études ont montré que les concentrations de méthylmercure dans l'eau interstitielle augmentaient de façon significative et rapide en réponse aux apports de SO_4^{2-} . Selon des expériences à plus grande échelle portant sur des tourbières complètes, menées dans la région boréale du sud du Minnesota, il existe une forte corrélation entre les dépôts atmosphériques de SO₄2- et la production de méthylmercure (Jeremiason et al., 2006; Coleman-Wasik et al., 2012). Ces études à long terme et à grande échelle ont permis de confirmer bon nombre des résultats obtenus dans le cadre des études menées à l'échelle de la parcelle, particulièrement la corrélation positive entre les dépôts de SO₄2- et l'accumulation de méthylmercure (Jeremiason et al., 2006). Les résultats de Coleman-Wasik et al. (2012), qui se sont avérés importants sur les plans pratique et des politiques environnementales, indiquent que les concentrations de méthylmercure revenaient assez rapidement aux concentrations de référence (diminution sur une période de 2 à 3 ans) lorsque les dépôts élevés de SO₄2- cessaient. Bien que la biodisponibilité du mercure soit considérée comme un catalyseur important du processus de méthylation, on a constaté ce qui suit à partir de l'ensemble de ces études : le rôle important des bactéries sulfatoréductrices en ce qui a trait à la méthylation du mercure dans les systèmes de tourbière, le fait que la méthylation du mercure semble limitée par le sulfate dans les systèmes de tourbière et le fait que le cycle interne du soufre dans les systèmes de tourbière ne peut soutenir l'accumulation continue du méthylmercure dans le cas où les dépôts de SO,2seraient davantage contrôlés.

Points sensibles

Dans le cadre de la plupart des études sur le méthylmercure, les tourbières ont été le type de zones humides privilégié, ce qui s'explique sans doute en

grande partie par le vaste territoire que couvrent les tourbières au Canada (Gorham, 1991). Dans les tourbières, les « points sensibles » biogéochimiques pour la production de méthylmercure se trouvent principalement aux interfaces hydrologiques ou des écosystèmes (p. ex. à la limite des zones humides et des zones sèches ou dans les zones d'interaction entre l'eau de surface et les eaux souterraines). Les « points sensibles » biogéochimiques se définissent comme des parcelles dans lesquelles on observe des taux de réaction disproportionnellement élevés par rapport à la matrice environnante (McClain *et al.*, 2003). Dans le cas du méthylmercure, les auteurs ont également établi la même correspondance dans certaines circonstances en ce qui concerne les concentrations disproportionnellement élevées. bien que cette interprétation doive être utilisée avec prudence. Branfireun et al. (1996) ont mesuré des concentrations élevées de méthylmercure dans des zones d'écoulement des eaux souterraines d'une tourbière. Mitchell et al. (2008b) ont constaté que les points sensibles de méthylation se trouvaient principalement à la périphérie des extrémités extérieures (appelée « lagg ») d'un certain nombre de tourbières, où il existe un lien hydrologique direct entre la zone forestière sèche environnante et la tourbière. Le profil spatial de ces points sensibles pour le méthylmercure s'explique vraisemblablement par l'apport hydrologique hétérogène dans l'espace du SO_4^{2-} , le carbone labile et le mercure biodisponible (ou une combinaison de la substance) pour certains sites dans des zones humides. Ces réactifs sont présents en une quantité relativement grande dans les sols de zones sèches comparativement aux sols des tourbières anaérobies, faibles en éléments nutritifs et en pH qui abritent les bactéries responsables de la méthylation. On observe une certaine variabilité en ce qui concerne la présence et la taille des points sensibles du méthylmercure le long du lagg, ce qui semble lié à l'ampleur du flux de SO₄2-, de carbone organique dissous et de mercure vers le site du lagg depuis la zone sèche contributive (Mitchell et al., 2009; Richardson et al., 2010).

Il est important de comprendre les points sensibles pour le méthylmercure dans les zones humides pour différentes raisons. Du point de vue environnemental, le lagg d'une tourbière constitue pratiquement la zone la plus importante du ruissellement, ce qui signifie qu'il est possible d'observer une mobilité accrue du méthylmercure à l'endroit même où il est produit à des taux disproportionnellement élevés. En outre, comme il existe des points sensibles pour le méthylmercure très près des zones sèches environnantes, leurs effets dans ces zones (p. ex. gestion des ressources forestière, changement de l'utilisation des terres) pourraient avoir de multiples

conséquences sur la production du méthylmercure dans les tourbières et le transport du méthylmercure vers les écosystèmes aquatiques sensibles en aval. Enfin, il est important, sur le plan de l'élaboration de modèles mécanistes, de savoir où se situent les points sensibles pour le méthylmercure dans le paysage et d'en connaître la force (Branfireun *et al.*, 1998; Ambrose *et al.*, 2005).

TABLEAU 5.7 Plage (moyenne) des concentrations de méthylmercure et de mercure total et pourcentage de méthylmercure (utilisé comme donnée de remplacement pour le potentiel de méthylation global) mesurés dans les sédiments et le sol, l'eau interstitielle et le débit dans des zones humides au Canada

Lieu, <i>type de</i> zone humide	Description des mesures	MeHg (ng L ⁻¹ ou ng g ⁻¹ p.s.)	HgT (ng L ⁻¹ ou ng g ⁻¹ p.s.)	%MeHg	Références
RLE (Ontario), tourbière	Concentrations mesurées dans des échantillons de tourbe prélevés à différentes profondeurs (1 à 44 cm sous la surface) avant la submersion	0,08 – 3,89	7,4 – 141,0	0,1 – 47,4	Rudd et St. Louis, données non publiées
RLE (Ontario), tourbière	Concentrations de l'eau interstitielle de tourbière mesurée dans les zones d'alimentation, de déversement et d'écoulement latéral à différentes profondeurs	0,03 -7,26	-	-	Branfireun <i>et al.</i> (1996)
	Concentration mesurée dans le débit de base	(0,42)	-	-	
	Concentration mesurée dans le débit de crues	(0,37)	-	-	
RLE (Ontario), zone humide de fond de vallée 1	Plage de concentrations annuelles moyennes mesurées dans le débit (90/91 à 92/93)	0,117ª	11,40ª	1,0	St. Louis <i>et al.</i> (1996)
RLE (Ontario), zone humide de fond de vallée 2		0,249 - 0,355	6,26 – 11,35	2,2 – 5,7	
RLE (Ontario), zone humide riveraine		0,081 - 0,145 ^b	2,62 - 3,43 ^b	3,1 – 4,2	
RLE (Ontario), zone humide de bassin		0,456 - 0,727	3,50 – 4,83	1,5 – 19,3	
Marais Beverly, sud de l'Ontario, marais d'eau	Concentrations mesurées dans le débit sans événement dans 5 sites	Limite de détection - 0,47	0,01 – 7,37	1,7 – 19,6°	Galloway et Branfireun (2004)
douce	Concentrations mesurées dans le débit avec événement dans 5 sites	Limite de détection - 0,18	1,15 – 18,16	$0,2-7,5^{c}$	

TABLEAU 5.7 Suite

Lieu, type de zone humide	Description des mesures	MeHg (ng L ⁻¹ ou ng g ⁻¹ p.s.)	HgT (ng L ⁻¹ ou ng g ⁻¹ p.s.)	%MeHg	Références	
Île Cornwallis, île Sommerset et île Bylot (Nunavut), étangs de zones humides	Concentrations mesurées dans le sol de 16 sites de zone humide	Limite de détection - 0,32 (0,065)	10 – 250 (46)	0,01 – 1,04 (0,18)	Loseto <i>et al.</i> (2004b)	
Zone humide de la baie St-François (Québec), zone humide riveraine	Concentrations mesurées dans l' eau interstitielle de tourbe jusqu'à une profondeur de 10 cm sous la surface	Limite de détection - 1,94 ^d	$0.8-4^{\mathrm{e}}$	1 - 95	Goulet <i>et al.</i> (2007)	
	Concentrations mesurées dans les carottes de sédiments (0 à 10 cm sous la surface)	0,22 - 1,73 ^d	24 – 54°	$0.9 - 3.2^{f}$		
RLE (Ontario), tourbières	Concentrations mesurées dans l' eau interstitielle de tourbière (2,5 à 7,5 cm sous la nappe phréatique) à W239	Limite de détection - 7,62 (0,62) ⁹	1,6 - 15,0 (5,5) ^g	0,3 – 59,9 (15,9) ⁹	Mitchell <i>et al.</i> (2008b)	
	Concentrations mesurées dans l' eau interstitielle de tourbière (2,5 à 7,5 cm sous la nappe phréatique) à W658	Limite de détection – 2,78 (0,43) ^g	1,9 - 22,5 (8,4) ^g	0,5 - 32,4 (6,7) ^g		
Région des Laurentides (Québec), barrage de castors	Concentrations mesurées dans le débit d'entrée de 17 étangs de castors	< 0,03 – 3,15 (0,42)	0,57 – 3,43 (1,60)	26 ^h	Roy et al. (2009)	
	Concentrations mesurées dans le débit de sortie de 17 étangs de castors	0,10 - 4,53 (1,19)	0,92 – 6,55 (2,53)	47 ^h		
Bassin Minas (Nouvelle-Écosse), marais côtiers	Concentrations mesurées dans les sédiments intertidaux sans végétation de la vasière	(0,0027)	0,5 – 23,7	0,008 - 0,14	O'Driscoll <i>et al.</i> (2011)	
et vasières intertidales	Concentrations mesurées dans les sédiments minéraux des zones humides côtières	0,014 - 0,715 (0,249)	1,2 – 50 (17,4)	0 – 2,9 (0,9)		
Île d'Ellesmere (Nunavut), étangs de zones humides	Concentrations mesurées dans l' eau d'étang non filtrée de 2 étangs; données de 2005	0,04 – 1,5	0,4 – 3,7	4 - 53	Lehnherr <i>et al.</i> (2012a,b)	
Barrie (Ontario), marais tempéré	Concentrations mesurées dans les eaux de surface de zones humides naturelles	0,20 - 0,29	0,45 to 0,52	36 – 58	Sinclair <i>et al.</i> (2012)	
	Concentrations mesurées dans les sédiments de zones humides naturelles	1,4 – 1,5	49,9 – 94,9	1,4 – 3,0		

^a Concentration annuelle moyenne de 1990/1991.

^b Concentrations annuelles moyennes de 1990/1991 et 1991/1992.

^{°%}MeHg calculé en utilisant les concentrations moyennes de MeHg et HgT de chaque site.

^d Concentrations exprimées dans l'étude d'origine en unités de pmol g-1 et pmol L-1 (1 pmol MeHg ≈ 0,216 ng MeHg).

 $^{^{\}rm e}$ Concentrations exprimées dans l'étude d'origine en unités de pmol g-1 et pmol L-1 (1 pmol HgT \approx 0,201 ng HgT).

¹%MeHg n'était pas indiqué dans l'étude d'origine et est donc estimé ici en fonction des valeurs minimales et maximales des concentrations de MeHg et HgT.

⁹Les valeurs médianes sont indiquées entre parenthèses.

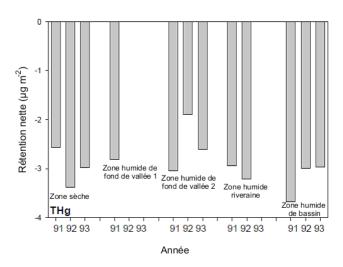
h %MeHg n'était pas indiqué dans l'étude d'origine et est donc estimé ici en fonction des concentrations moyennes de MeHg et HgT.

Mobilité du méthylmercure

Seules quelques études ont été effectuées pour examiner les voies de transport ou les taux de transport du mercure dans les zones humides, même s'il est extrêmement important de comprendre les effets de l'exportation du mercure des zones humides sur les écosystèmes en aval. En général, les zones humides constituent des puits de mercure total et des sources de méthylmercure (St. Louis et al., 1994, 1996; Branfireun et Roulet, 2002). La liaison entre le mercure et la matière organique dans les sols de zones humides a pour effet que seulement une petite fraction du bassin de mercure total devient mobile dans le réseau hydrologique. En règle générale, le log K_s (logarithme de la concentration du sol lié à l'eau interstitielle) du mercure total est plus élevé (~ 4) que celui du méthylmercure (~ 3), ce qui indique que le méthylmercure est plus mobile que le mercure total (Heyes et al., 2000; Branfireun, 2005). Branfireun et al. (2005) ont appliqué un traceur de mercure enrichi (202Hg à 99,2 %) dans une tourbière littorale de la région des lacs expérimentaux pour évaluer la mobilité et la méthylation. Le traceur de mercure s'est déplacé rapidement à la verticale jusqu'à une profondeur de 10 à 15 cm (environ une journée). Les chercheurs ont également observé un transport horizontal vers le lac adjacent, qui était toutefois plus lent et de l'ordre de quelques mètres sur une période de plusieurs semaines. Le traceur a également subi une méthylation et a été transporté au-delà de la zone d'application vers le lac adjacent, trois mois après l'application. Le traceur de mercure était effectivement plus mobile que le mercure de référence, mais cette étude est la seule étude du genre à avoir prouvé de facon irréfutable le transport d'advection important du méthylmercure et du mercure inorganique par des voies souterraines dans une zone humide. L'importance des voies hydrologiques superficielles et souterraines pour le mouvement dans les zones humides et sortant de celles-ci a fait l'objet de très peu d'études au Canada; toutefois, en Suède, les voies souterraines se sont avérées très importantes dans certaines zones humides (Bishop et al., 1995a). Branfireun et al. (1996) ont déterminé que les voies hydrologiques superficielles étaient les plus importantes dans le cas du flux de méthylmercure entre la tourbière et le lac adjacent, les voies d'écoulement souterrain étant peu importantes.

5.10 EXPORTATIONS DE MERCURE TOTAL ET DE MÉTHYLMERCURE DE PETITS BASSINS VERSANTS ET DE GRANDS FLEUVES

L'ampleur et la dynamique des exportations de mercure total et de méthylmercure à l'échelle du bassin versant représentent bien les effets combinés des processus atmosphériques, hydrologiques et biogéochimiques qui se produisent dans les différents compartiments abordés dans les sections précédentes (végétation, sols et ruissellement) et dans les différentes unités de paysage (zones humides et zones sèches). La qualification de source ou de puits de mercure total ou de méthylmercure d'un bassin versant dépend de son bilan massique entrées-sorties. Par exemple, lorsque la quantité de mercure total qui sort d'un bassin versant dans l'eau des cours d'eau est plus faible que la quantité totale mesurée à l'entrée du bassin versant, celuici est classé comme un puits de mercure total. Le calcul du rendement de mercure total et de méthylmercure d'un bassin versant (masse de mercure par unité de surface du bassin versant par unité de temps) est une manière efficace de comparer la situation des bassins versants en tant que source ou puits. À titre d'exemple, au Canada, les rendements moyens annuels du mercure total signalés pour les bassins versants (tableau 5.8) se situent entre 0,09 µg m⁻² par année (fleuve Nelson) et 5,17 µg m⁻² par année (fleuve Yukon). Ces plages de rendement du mercure total relativement étroites indiquent que la force des sources est similaire dans les différents paysages du Canada. De même, les rendements du méthylmercure (tableau 5.8) varient entre 0,006 µg m⁻² par année (bassin du lac 240 de la région des lacs expérimentaux) et 0,125 µg m⁻² par année (fleuve Churchill). La comparaison des rendements du mercure total et du méthylmercure entre les différentes unités de paysage fournit des renseignements plus détaillés sur le rôle de ces unités dans la mobilité et la production du méthylmercure. Les rendements du méthylmercure sont fonction de la proportion de la superficie de la zone humide dans le bassin versant (St. Louis



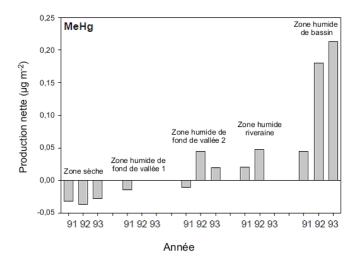


FIGURE 5.13 Rétention nette annuelle de mercure total (a) et sortie nette de méthylmercure (b) pour un bassin versant à zone sèche uniquement et quatre bassins versants comportant trois différents types de zones sèches. Les données détailles sur les entrées et les sorties des bassins versants sont présentées dans l'étude de St. Louis *et al.* (1996).

et al., 1996). Comparativement à l'observation de concentrations élevées, les études de bilan massique, dont les données permettent de calculer le rendement net du méthylmercure dans les bassins versants dominés par des zones humides, sont plus fiables pour ce qui est de déterminer le rôle d'un bassin versant dans la production de méthylmercure. Les deux sections qui suivent présentent des études canadiennes dans le cadre desquelles les rendements de mercure total et de méthylmercure ont été estimés pour de petits bassins comportant des zones humides et de grands fleuves.

5.10.1 Petits bassins versants au Canada

Les études sur les rendements du mercure total et du méthylmercure de bassins versants dominés par des zones humides ou de bassins versants côtiers menées au Canada sont peu nombreuses, et il est toujours difficile d'effectuer des estimations fiables de l'importance du méthylmercure produit dans les bassins versants et transporté vers les écosystèmes aquatiques en aval dans de nombreux paysages canadiens. Les données quotidiennes publiées sur les rendements du méthylmercure des bassins versants dominés par des zones humides varient d'environ 2,7 à 15 µg ha-1 par jour (St. Louis *et al.*, 1994; Branfireun *et al.*, 1996; Mitchell *et al.*, 2008a), mais peuvent être plus élevés (14 à 35 µg ha-1 par jour; Mitchell *et al.*, 2008b) sur de courtes

périodes hydrologiques intenses, telles que la fonte des neiges. Galloway et Branfireun (2004) ont établi, pour un marécage de feuillus du sud de l'Ontario, un rendement de méthylmercure semblable, soit d'environ 5 µg ha⁻¹ par jour.

L'étude réalisée par St. Louis *et al.* (1996), qui a permis de déterminer la situation de quatre bassins versants terrestres de forêts boréales comportant différents types de zones humides en tant que source ou puits (zone sèche uniquement, zone humide de fond de vallée, zone humide de bassin ou d'amont et zone humide riveraine), fait l'exception au manque d'études sur le rendement du mercure total et du méthylmercure des petits bassins versants. Les rendements moyens de mercure total des quatre types de bassins versants se situaient entre 0,68 et 2,1 µg m⁻² par année (tableau 5.8). Les quatre types de bassins versants étudiés étaient des puits de mercure total, et la plage de la rétention nette de la substance était très étroite (1,9 à 3,7 µg m⁻² par année) [figure 5.13]. Le rendement moyen du méthylmercure du bassin versant de zone sèche unique était de 0,008 µg m⁻² par année. Ce bassin versant était toujours un puits de méthylmercure, la majeure partie (~ 80 %) du méthylmercure entrant dans le bassin étant stockée ou déméthylée (figure 5.13). Les sols minces des zones sèches de la région des lacs expérimentaux étaient souvent aérobies, ce qui pouvait être propice à la présence des bactéries responsables de la déméthylation plutôt

TABLEAU 5.8 Exportations et rendements annuels de méthylmercure et de mercure total de petits bassins versants et de grands fleuves au Canada

Bassin versant/ Bassin fluvial	Exportation annuelle moyenne (mg an ⁻¹)		Rendement annuel moyen (μg m ⁻² an ⁻¹)		Eau ou année(s) civile(s)	Superficie du bassin versant (km²)	Références
	МеНд	НдТ	МеНд	НдТ			
Bassin du lac 240	43	2237	0,006	0,31	90/91	7,23	St. Louis <i>et al.</i> , 1994
Zone sèche	0,43	93	0,008	1,63	90/91 -92/93	0,057	St. Louis <i>et al.</i> , 1996
Zone humide de fond de vallée 1	43	3010	0,025	1,80	90/91	1,703	St. Louis <i>et al.</i> , 1996
Zone humide de fond de vallée 2	32	1160	0,058	2,10	90/91 - 92/93	0,553	St. Louis <i>et al.</i> , 1996
Zone humide riveraine	178	5571	0,022	0,68	90/91 - 91/92	0,981ª	St. Louis <i>et al.</i> , 1996
Zone humide en amont/de bassin	74	562	0,185	1,40	90/91 -92/93	0,402	St. Louis <i>et al.</i> , 1996
Zone sèche d'ordre zéro 1	0,07-0,15	9,6-21,2	0,0122- 0,0268°	1,73-3,81 ^d	1993- 1994 ^b	5,55E-03	Allan <i>et al.</i> 2001
	MeHg (kg an ⁻¹)	HgT (kg an ⁻¹)	MeHg (μg m ⁻² an ⁻¹)	HgT (µg m² an¹)			
St-Laurent	Aucune donnée	1189	Aucune donnée	0,89	1995- 1996	1,30E+06	Quémerais <i>et al.</i> , 1999; Schuster <i>et al.</i> , 2011 et références qui s'y trouvent
Churchill	4	37	0,125	1,16	2003- 2005	3,20E+04 ^e	Kirk <i>et al.</i> , 2009
Nelson	9	113	0,007	0,09	2003- 2005	1,32E+06 ^f	Kirk <i>et al.</i> , 2009
Yukon	Non calculé	4372	Non calculé	5,17	2001- 2005	8,50E+05	Schuster <i>et al.</i> , 2011 et références qui s'y trouvent
Mackenzie	15 ⁹	2167	0,008 ^g	1,28	2003- 2005	1,71E+06	Leitch <i>et al.</i> , 2007; Schuster <i>et al.</i> , 2011 et références qui s'y trouvent

^aLa superficie totale du bassin versant au-delà du flux de sortie de la zone humide riveraine est de 8,211 km² (bassin versant du lac 240 = 7,23 km² + bassin versant de la zone humide riveraine = 0,981 km²);

^b Fondé sur deux événements en août 1993 et septembre 1994;

[°]Les auteurs ont calculé cette plage en multipliant le coefficient de ruissellement max et min annuel par les dépôts de précipitations annuels et la concentration moyenne de Hg pondérée en fonction du volume;

^dLes auteurs fournissent les données sur les min et max pour le MeHg et le Hg non méthylé. Données pour le HgT calculées en supposant que HgNM = HgT – MeHg;

^e Superficie du bassin versant détourné vers le fleuve Nelson (données issues de l'Atlas National du Canada) soustraite pour obtenir la superficie du bassin versant du fleuve Churchill;

¹ Superficie du bassin versant détourné du bassin versant du fleuve Churchill (données issues de l'Atlas National du Canada) ajoutée à la superficie du bassin versant du fleuve Nelson;

⁹ MeHg filtré uniquement.

que des bactéries responsables de la méthylation, qui ont besoin d'un environnement anaérobie. Les zones humides ont été définies comme des sources importantes de méthylmercure pour les écosystèmes en aval. Contrairement au mercure total, les différents types de zones humides affichaient touiours d'importantes différences quant à la force des sources de méthylmercure dans les différents types de bassins versants. Ces différences peuvent être liées à l'hydrologie interne distincte de chacun des bassins versants. Le bassin versant comportant une zone humide de bassin était la source la plus importante de méthylmercure (rendement moyen de 0,185 µg m⁻² par année), même pendant une année à faible apport en eau (1990-1991, figure 5.13). Le bassin versant à zone humide riveraine présentait les rendements de méthylmercure les plus faibles (0,022 µg m⁻² par année) en raison du débit entrant d'un lac en amont ayant de faibles concentrations de méthylmercure (lac 240). Les bassins versants à

zone humide de fonds de vallée 1 et 2 présentaient des rendements movens de méthylmercure de 0.025 et de 0,058 µg m⁻² par année, respectivement. Les deux bassins versants n'étaient pas des puits nets de méthylmercure pendant l'année à faible apport en eau (figure 5.13), mais le bassin versant à zone humide de fonds de vallée 2 est devenu une source nette de méthylmercure au cours des deux années suivantes, où l'apport en eau était relativement élevé (1991-1992 et 1992-1993; figure 5.13). Ces résultats montrent le point important suivant : bien que les zones humides soient des sources de méthylmercure, un bassin versant qui comporte une zone humide n'est pas nécessairement une source nette de méthylmercure tous les ans. Le bilan de l'ensemble d'un bassin versant dépend des proportions relatives de zones humides et de zones sèches qu'il comporte ainsi que de la variabilité de l'hydrologie selon les années, car les zones sèches sont des puits de méthylmercure.

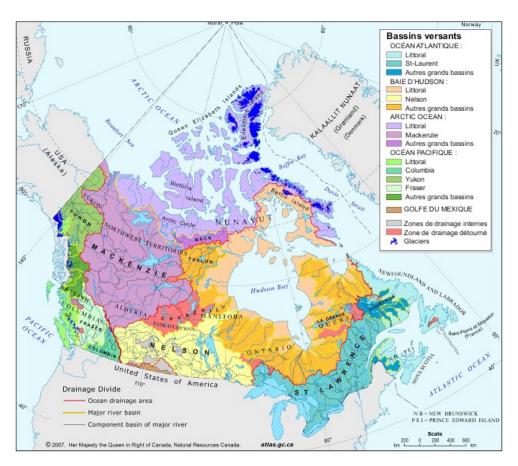


FIGURE 5.14 Carte montrant les cinq bassins versants océaniques au Canada ainsi que les bassins fluviaux principaux, dont les cinq abordés dans cette section (Natural Resources Canada, 2007)

5.10.2 Grands fleuves au Canada

Au Canada, les fleuves se jettent dans cinq systèmes marins : les océans Pacifique, Arctique et Atlantique, la baie d'Hudson et le golfe du Mexique. Bien gu'il existe peu de données sur l'exportation riveraine de mercure, quelques études sur les fleuves canadiens ont été menées, notamment sur les fleuves Nelson et Churchill, qui se jettent dans la baie d'Hudson (ouest), sur les fleuves Mackenzie et Yukon, qui se jettent dans l'océan Arctique, et sur le fleuve Saint-Laurent, qui se jette dans l'océan Atlantique (figure 5.14). Ces fleuves sont parmi les cours d'eau les plus importants du Canada, représentant environ 30 % des 106 136 m^{3 s-1} de débit fluvial au pays (Environment Canada, 1993). Les dépôts atmosphériques constituent la principale source de mercure vers la pleine mer (Mason et al., 2012), bien que les quantités de mercure d'origine terrestre demeurent considérables dans les zones côtières, où la substance peut être transportée par des mouvements latéraux et verticaux vers les colonnes d'eau marine et les sédiments marins (voir le chapitre 6). Les rendements du mercure (tableau 5.8) varient de plus d'un ordre de grandeur entre les grands fleuves canadiens analysés ciaprès. La comparaison du rendement relativement élevé du mercure du fleuve Yukon et du rendement d'autres cours d'eau importants d'Amérique du Nord effectuée par Schuster et al. (2011) a permis à ces derniers de proposer plusieurs raisons pour expliquer ces différences, notamment : 1) différents taux de dépôts atmosphériques dans les bassins versants; 2) concentrations de mercure plus élevées dans les bassins versants présentant une fonte de pergélisol; 3) concentrations de mercure plus faibles dans les cours d'eau où la structure de contrôle du débit permet le piégeage du mercure particulaire; 4) concentrations de mercure plus élevées dans les cours d'eau qui reçoivent de l'eau de fonte glaciaire; 5) concentrations de mercure faibles en raison d'un échantillonnage peu fréquent omettant les périodes de fort débit qui transporte la majeure partie du mercure.

Fleuve Mackenzie

Le fleuve Mackenzie est le deuxième plus grand fleuve au Canada (débit moyen d'environ 10 300 m^{3 s-1}) et transporte la charge sédimentaire la plus importante de tous les cours d'eau se jetant dans l'océan Arctique. Le caractère saisonnier marqué du débit du fleuve Mackenzie, son grand bassin versant diversifié (1,8 x 106 km²) ainsi que les effets de la glace et des importantes plaines inondables sont tous des facteurs qui doivent être pris en compte pour déterminer l'exportation du mercure vers l'océan Arctique. Le fleuve Mackenzie a un débit saisonnier propre aux grands cours d'eau s'écoulant vers le nord. Pendant la période hivernale (d'octobre à mai), le débit du fleuve est faible, car son bassin est couvert de neige et de glace, et le ruissellement de surface est faible. En règle générale, au cours de cette période, les concentrations de mercure total (filtré : 1,0 \pm 0,9 ng L⁻¹, non filtré : 7,8 \pm 6,3 ng L⁻¹) et de méthylmercure (filtré : 0.02 ± 0.01 ng L⁻¹, non filtré : 0.04 ± 0.01 ng L⁻¹) sont faibles dans les cours inférieurs du fleuve (Graydon et al., 2009a).

Au printemps, dans le bassin du fleuve Mackenzie, le dégel se produit du sud vers le nord. Durant cette période, le débit des affluents qui drainent la partie montagnarde ouest du bassin est intense, et la quantité de matériaux rocheux et du sol en suspension qui atteint le fleuve Mackenzie est énorme. Ces affluents montagnards peuvent présenter des concentrations de mercure lié à des particules jusqu'à deux fois plus élevées que celles du fleuve Mackenzie en amont des confluences (Leitch et al., 2007). Le mercure que l'on trouve dans le cours inférieur du fleuve Mackenzie est surtout lié à des particules en raison de l'eau provenant des affluents et des effets de l'érosion par la glace dans les chenaux (73 à 87 %). Les concentrations sont environ de deux à huit fois supérieures à celles observées pendant la période hivernale où le débit est faible. Pendant cette période de fort débit, les plaines inondables du delta à l'embouchure du fleuve sont inondées par l'eau fluviale à la suite de la formation d'embâcles dans les chenaux. Selon certaines indications préliminaires, le stockage d'eau temporaire dans la plaine inondable du delta pourrait avoir une incidence sur l'exportation du mercure total et du méthylmercure vers l'océan Arctique en raison de différents processus, comme la sédimentation et la méthylation du mercure (Graydon et al., 2009a). Après la fonte des glaces et les débits de pointe du fleuve en juin, le ruissellement dans le bassin versant du fleuve Mackenzie provient du profil pédologique inférieur, et l'érosion diminue lorsque la vitesse du courant et les niveaux d'eau diminuent.

En conséquence, les concentrations de mercure et de méthylmercure chutent rapidement à la fin de la saison des eaux libres (Leitch *et al.*, 2007; Graydon *et al.*, 2009a).

La géographie, l'hydrologie et le climat du fleuve Mackenzie se combinent pour créer un environnement dans lequel il est extrêmement difficile de mesurer avec exactitude le débit et d'effectuer les estimations connexes de l'exportation riveraine du mercure. Actuellement, il existe peu d'estimations des exportations de mercure total et de méthylmercure du fleuve Mackenzie. Leitch et al. (2007) ont calculé les exportations annuelles suivantes : 2 900. 1 200 et 2 400 kg par année de mercure total en 2003, 2004 et 2005, respectivement; 22 et 7 kg par année de méthylmercure en 2003 et 2004, respectivement. Les estimations des exportations calculées par Graydon et al. (2009b) pour une période de 2,5 mois (de juin à août 2004) étaient de 1 200 kg de mercure total et de 8 kg de méthylmercure. On devrait bientôt avoir accès à des estimations révisées des exportations de mercure total et de méthylmercure du fleuve Mackenzie grâce à la modélisation de pointe du fleuve et à l'échantillonnage saisonnier plus complet du fleuve Mackenzie (Northern Contaminants Program, 2013).

Affluents du fleuve

Le fleuve Yukon draine le quatrième plus grand bassin versant de l'Amérique du Nord (8,6 x 105 km²); ses cours supérieurs s'écoulent de la Colombie-Britannique et du Yukon vers l'Alaska (États-Unis), où le fleuve se jette dans la mer de Béring (débit moyen d'environ 6 400 m3 s-1).

Dans le cadre de la United States Geological Survey, étude menée au printemps et à l'été 2004, les concentrations de mercure total et de méthylmercure particulaires et dissous ont été mesurées dans les eaux du cours supérieur du fleuve Yukon et de ses affluents (Halm et Dornblaser, 2007). Malgré la variabilité importante des rapports du mercure total particulaire et du mercure total filtré entre les différents sites le long du fleuve, en moyenne, les concentrations de mercure total se répartissaient également entre les fractions dissoutes et particulaires ($49 \pm 28 \%$, n = 32). Cependant, la plage

de concentrations de mercure total particulaire notée (< 0.06 à 26.3 ng L⁻¹) était beaucoup plus élevée que celle notée pour la fraction dissoute (0,3 à 6,4 ng L-1). La grande variabilité des mesures de mercure total indique l'association de la substance avec la matière particulaire se trouvant dans le fleuve, dont le débit saisonnier est très variable (figure 5.15). Les sédiments en suspension dans le fleuve Yukon et ses affluents se composaient principalement de matière inorganique, le carbone organique représentant moins de 5 % des concentrations de particules en suspension. Toutefois, dans le cas d'un sousensemble d'affluents pour leguel les concentrations de carbone organique particulaire dans l'eau étaient accessibles, on a pu établir une forte corrélation entre le carbone organique particulaire et les sédiments en suspension ($r^2 = 0.92$, p < 0.001) ainsi que le mercure total particulaire ($r^2 = 0.83$, p < 0.001). On n'a pu dégager de tendance quant au méthylmercure particulaire, car très peu d'échantillons présentaient des concentrations supérieures à la limite de détection analytique de 0,07 ng L⁻¹.

On n'a établi aucune corrélation entre le mercure total ou le méthylmercure et la concentration des sédiments en suspension dans le cours supérieur du fleuve Yukon et ses affluents. Le méthylmercure et le mercure total dissous étaient plutôt associés au carbone organique dissous du bassin versant (figure 5.15, panneau de droite). La concentration du carbone organique dissous dans l'eau fluvial variait grandement d'une station à l'autre, allant de 0,8 à 20,6 mg L⁻¹, ce qui expliquait 27 % de la variation de la concentration du mercure total dissous. Ces résultats sont semblables aux résultats récents indiquant une importante variabilité saisonnière des concentrations du carbone organique dissous dans le fleuve (Wickland et al., 2012). Les concentrations de méthylmercure dissous (concentration maximale de 0,11 ng L⁻¹) étaient directement proportionnelles au carbone organique dissous (coefficient de corrélation des rangs de Spearman = 0.58, p < 0.001) et étaient supérieures à la limite de détection analytique seulement dans les eaux à forte teneur en carbone organique dissous (allant de 6,9 à 20,6 mg L⁻¹).

Schuster *et al.* (2011) ont mesuré le mercure total dissous et particulaire près de l'embouchure du fleuve Yukon à la Pilot Station, en Alaska, pendant

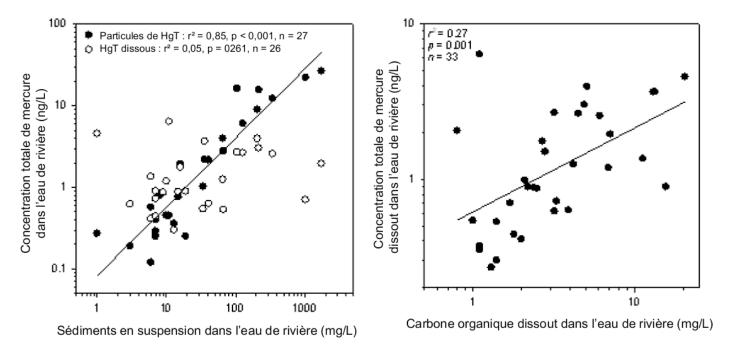


FIGURE 5.15 Relations entre les concentrations transformées en log des sédiments en suspension et du mercure total dissous et particulaire (panneau de gauche) ainsi que du mercure total dissous et du carbone organique dissous (panneau de droite) dans les eaux fluviales du bassin supérieur du Yukon (Halm et Dornblaser 2007)

les périodes de couverture de glace et d'eau libre de 2001 à 2005. Les auteurs ont calculé un flux moyen annuel de mercure total pour une période de cinq ans de 4 372 kg par année, ce qui correspond à environ 8 % du mercure total dissous et à 92 % du mercure total particulaire. Comparativement à d'autres grands cours d'eau du Canada, le fleuve Yukon présentait le rendement de mercure total le plus élevé de son bassin versant (tableau 5.8).

Fleuves Churchill et Nelson

Les exportations annuelles de mercure ont été calculées pour deux fleuves de la région subarctique du Canada, soit les fleuves Nelson et Churchill, qui se jettent dans la baie d'Hudson (Kirk et St. Louis, 2009). Dans les années 1970, environ 75 % du débit du fleuve Churchill était dérivé dans le fleuve Nelson pour la production hydroélectrique. Au cours des dernières années, le débit du fleuve Nelson (3 550 m³ s-1) était environ sept fois supérieur à celui du fleuve Churchill (550 m³ s-1) (Kirk et St. Louis, 2009). Selon les mesures continues prises de 2003 à 2007, les concentrations de mercure total et de méthylmercure étaient faibles dans le fleuve Nelson (moyenne \pm écart-type : 0,88 \pm 0,33 et 0,05 \pm 0,03 ng/L-1, respectivement), mais

plus élevées dans le fleuve Churchill, en particulier dans le cas du méthylmercure (1,96 \pm 0,8 et 0,18 \pm 0,09 ng L⁻¹, respectivement). Après avoir soustrait la superficie du bassin dérivée vers le fleuve Nelson, les rendements du mercure total et du méthylmercure du fleuve Churchill étaient de 1,16 et de 0,125 µg m⁻² par année, respectivement. Les rendements du mercure total et du méthylmercure du réseau hydrographique du Nelson (après ajout de la superficie dérivée, soit 0,09 et 0,007 µg m⁻² par année, respectivement) étaient plus faibles que ceux du fleuve Churchill. Dans le fleuve Nelson, une grande partie du mercure total était liée à des particules (39 % \pm 23 %), ce qui est vraisemblablement attribuable aux charges sédimentaires élevées des grandes étendues de terres cultivées dans le bassin versant du fleuve Nelson ainsi qu'à l'érosion des berges causée par les forts débits occasionnés par la dérivation servant à la production hydroélectrique. Toutefois, dans le fleuve Churchill, le mercure total se trouvait principalement sous forme dissoute (78 ± 15 %) et était vraisemblablement du mercure lié à du carbone organique dissous provenant des zones humides environnantes. En fait, les deux fleuves présentaient des concentrations élevées de carbone organique dissous et étaient donc des

exportateurs importants de carbone organique dissous dans la baie d'Hudson (1 480 ± 723 et 392 ± 309 x 103 tonnes par année, respectivement). Malgré les rendements et les concentrations de mercure élevés dans le fleuve Churchill, les exportations moyennes de mercure total et de méthylmercure depuis le fleuve Churchill vers la baie d'Hudson (37 \pm 28 et 4 \pm 4 kg par année, respectivement) correspondaient à moins de la moitié des exportations du fleuve Nelson (113 \pm 52 et 9 \pm 4 kg par année), et ce, en raison des différents débits (tableau 5.8).

Fleuve Saint-Laurent

Le fleuve Saint-Laurent est la principale voie de drainage du bassin des Grands Lacs. L'eau que reçoit le fleuve Saint-Laurent provient principalement du débit sortant du lac Ontario et de la rivière des Outaouais. Le fleuve Saint-Laurent se jette dans l'estuaire (débit moyen d'environ 10 100 m^{3 s-1}) et le golfe du Saint-Laurent. Quémerais et al. (1999) ont prélevé des échantillons dans le fleuve Saint-Laurent, à Québec, à 79 reprises en 1995-1996 et ont mesuré des concentrations de mercure total filtré (dissous) et particulaire. Le méthylmercure n'a pas été mesuré dans le cadre de cette étude. Les concentrations moyennes de mercure total dissous et particulaire étaient de 0,6 et de 2,3 ng L-1, respectivement, et se situaient dans la plage des concentrations signalée pour d'autres cours d'eau relativement intacts d'Amérique du Nord et d'Europe (Quemerais et al., 1999). À l'aide des données sur les concentrations de mercure total (Quemerais et al., 1999), les exportations d'eau (Benke et Cushing, 2005) et la superficie des bassins versants de Ressources naturelles Canada (2011), Schuster et al. (2011) ont estimé que le fleuve Saint-Laurent exportait annuellement 1 189 kg de mercure total et que le rendement de mercure total du bassin hydrographique était de 0,89 µg m⁻² par année (tableau 5.8).

5.11 RÉCAPITULATIF ET PRINCIPALES LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES

Ce chapitre visait à décrire l'état actuel des connaissances sur le transport, la transformation et le devenir du mercure dans les écosystèmes terrestres intacts au Canada. Il nous a permis de suivre le parcours d'une molécule de mercure dans les différents compartiments des écosystèmes d'un bassin versant type du Canada, montrant ainsi la complexité du cycle du mercure dans les zones sèches et les zones humides pour ce qui est de notre capacité à mesurer avec précision les flux et les concentrations de mercure dans les différents écosystèmes et de comprendre les processus naturels qui régissent ces variables. Bien que des recherches sur le mercure terrestre aient été effectuées au Canada, ce chapitre montre que la plupart d'entre elles portent sur des régions précises. Par conséquent, il manque des données sur la façon dont le cycle du mercure varie dans les zones sèches et les zones humides partout au Canada. Dans cette dernière section, nous résumons les résultats importants et les lacunes en matière de connaissances exposés dans ce chapitre.

5.11.1 Résumé des principaux résultats

La végétation agit comme un conduit pour le mercure qui voyage de l'atmosphère à la litière, aux sols et au ruissellement des bassins versants. La recherche effectuée dans le cadre de l'étude METAALICUS dans la région des lacs expérimentaux montre que la végétation terrestre peut retenir les dépôts atmosphériques de mercure sur des périodes pouvant aller jusqu'à plusieurs années, selon le type d'espèce. Cette recherche a également montré que la plus grande proportion de perte des nouveaux dépôts de mercure à partir du couvert est causée par la (photo) réduction et la réémission dans l'atmosphère, suivies des flux de la chute de litière et de la pluie au sol. puis de la rétention à long terme dans le couvert forestier. En hiver, les manteaux neigeux sont aussi des bassins de mercure temporaires importants dans la plupart des régions du Canada. Selon les

recherches effectuées au Canada, la réduction par photo-induction du Hg^{2+} en Hg^0 est un processus important qui peut entraîner une diminution rapide des concentrations de mercure dans le manteau neigeux après les dépôts. Toutefois, les recherches menées dans la forêt boréale au Québec ont montré que le couvert réduisait la volatilisation du Hg^0 du manteau neigeux, en diminuant la photoréduction par l'ombrage ainsi que la ventilation éolienne.

Les recherches réalisées dans l'Ouest canadien sur les effets des incendies de forêt sur les concentrations de mercure dans le sol indiquent qu'un feu couvant dans les couches de tourbe épaisses peut entraîner des pertes importantes de mercure total et de mercure particulaire du pédopaysage par réémission. Toutefois, lorsque la combustion n'entraîne aucune perte, le mercure, après avoir atteint la surface du sol dans la chute de litière et l'eau de pluie, est lentement incorporé dans le profil pédologique par les processus de décomposition de la litière et de lixiviation. Selon les recherches effectuées dans la région des lacs expérimentaux, la situation de la litière en décomposition en tant que source ou puits de mercure dépend du type de tissu et de la concentration initiale de mercure total. En outre, l'étude METAALICUS a établi que, par rapport aux anciens dépôts de mercure, la propagation des nouveaux dépôts de mercure dans le sol des régions boréales vers les écosystèmes d'eau douce est retardée. À court terme, les nouveaux dépôts de mercure restent dans la litière et les sols organiques près de la surface, et très peu sont transportés dans le ruissellement. L'exportation progressive du mercure stocké dans les sols terrestres au fil du temps devrait retarder la réduction complète des concentrations de méthylmercure chez les poissons en réponse à une réduction des émissions.

Il se peut les changements climatiques qui ont une incidence sur les taux de décomposition du sol et le débit hydrologique aient des effets sur la rétention et la mobilité du mercure dans les sols. Des études canadiennes portant sur les contrôles hydrologiques pour la mobilité du mercure dans les sols de zones sèches ont montré que la variabilité saisonnière et interannuelle des conditions hydroclimatiques (p. ex. humidité du sol, ampleur de l'écoulement

d'averses) entraîne un flux massigue variable de mercure total provenant des bassins versants d'amont. De plus, le flux massigue de mercure total et de méthylmercure est fonction, en partie, des voies d'écoulement de l'eau dans le bassin versant, notamment l'écoulement de surface sur des dépressions saturées ou l'écoulement souterrain dans des pentes bien drainées. D'importants renseignements ont pu être tirés des recherches sur le mercure menées dans les bassins versants du Canada en ce qui concerne l'importance des bassins versants comme sites de production de méthylmercure et d'exportation de la substance dans le paysage. Selon les études réalisées dans la région des lacs expérimentaux, les « points sensibles » pour la production de méthylmercure dans les zones humides se trouvent principalement aux interfaces hydrologiques ou des écosystèmes, notamment à la limite des zones humides et des zones sèches ou dans les zones d'interaction entre l'eau de surface et les eaux souterraines. Des chercheurs canadiens ont également constaté, dans le cadre d'études sur des bassins versants à l'échelle de la parcelle. que la méthylation du mercure était limitée par le sulfate. À plus grande échelle, soit à l'échelle du bassin versant, des études canadiennes montrent que, bien que les zones humides soient des sources importantes de méthylmercure, un bassin versant qui comporte une zone humide n'est pas nécessairement une source nette de méthylmercure tous les ans. Le bilan de l'ensemble d'un bassin versant dépend plutôt des proportions relatives de zones humides et de zones sèches qu'il comporte ainsi que de la variabilité interannuelle de l'hydrologie. Les mêmes constatations devraient s'appliquer aux bassins versants qui drainent les grands fleuves canadiens, qui affichent d'importantes différences quant aux exportations annuelles movennes de mercure total et de méthylmercure et aux apports vers les océans. Au bout du compte, la taille et l'emplacement relatifs des différents compartiments du paysage (zones sèches et zones humides) doivent être pris en compte dans les modèles à l'échelle du bassin versant sur le devenir et le transport du méthylmercure et du mercure total.

5.11.2 Lacunes en matière de connaissances

Il existe toujours un certain nombre de lacunes importantes en matière de connaissances en ce qui concerne le cycle du mercure dans les zones sèches et humides au Canada. En général, nous n'avons pas suffisamment d'information sur les tendances à grande échelle des flux et des concentrations de mercure (c.-à-d. à l'échelle de l'écozone et le long de gradients latitudinaux et altitudinaux), ce qui est particulièrement inquiétant lorsque nous songeons à l'hétérogénéité du climat, de l'hydrologie, des sols et de la végétation du Canada. Notons, à titre d'exemple, la rareté des études visant à expliquer les processus qui contribuent au cycle du carbone dans les zones de pergélisol discontinu et continu dans les régions arctique et subarctique du Canada. Étant donné les changements climatiques prévus pour le Nord canadien (p. ex. réchauffement des températures du sol et de l'air dans certaines régions pouvant entraîner la fonte du pergélisol), les chercheurs et les organismes de financement du Canada devraient accorder la priorité aux études sur le mercure dans ces régions. Les basses terres de la baie James et de la baie d'Hudson, qui comportent de grands complexes de milieux humides qui se jettent dans la baie d'Hudson, sont également une région du Canada où le cycle du mercure est mal compris. Heureusement, un nouveau projet de collaboration auquel participent des chercheurs du milieu universitaire, l'industrie, le gouvernement, les Premières Nations et le Réseau canadien sur les services des écosystèmes aquatiques visera, notamment, à effectuer des recherches sur le cycle du mercure dans le paysage, les eaux de surface et le réseau alimentaire aquatique de cette région entre 2013 et 2018. On note également un manque flagrant d'études terrestres sur le mercure dans l'Ouest canadien, particulièrement dans les régions relativement humides et montagneuses de l'écozone maritime du Pacifique et des écozones de la Cordillère boréale et de la Cordillère montagnarde, où d'importantes quantités d'eau de ruissellement s'écoulent vers l'ouest dans l'océan Pacifique et vers l'est en direction des vastes Plaines intérieures sèches. Enfin, en ce qui concerne chacun des compartiments des écosystèmes terrestres, le Canada dispose de peu d'inventaires systématiques et à grande portée

géographique sur les concentrations de mercure, de peu d'estimations sur les bassins dans les sols des zones sèches et humides ainsi que de peu de données sur les rendements de mercure total et de méthylmercure de bassins versants de diverses tailles.

5.12 RÉFÉRENCES

Aastrup, M., Johnson, J., Bringmark, E., Bringmark, L., Iverfeldt, A., 1991. Occurence and transport of mercury within a small catchment. Water, Air, & Soil Pollution 56 (1), 155–167.

Aerts, R., 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. Oikos 79 (3), 439–449.

Akerblom, S., Meili, M., Bringmark, L., Johansson, K., Kleja, D.B., Bergkvist, B., 2008. Partitioning of Hg between solid and dissolved organic matter in the humus layer of boreal forests. Water, Air, & Soil Pollution 189 (1-4), 239–252.

Allan, C.J., Heyes, A., Roulet, N.T., St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., 2001. Spatial and temporal dynamics of mercury in Precambrian Shield upland runoff. Biogeochemistry 52, 13–40.

Allen, E.W., Prepas, E.E., Gabos, S., Zhang, W., Strachan, W.M.J., 2005. Methyl mercury concentrations in macroinvertebrates and fish from burned and undisturbed lakes on the Boreal Plain. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62, 1963–1977.

Ambrose, R.B., Tsiros, I.X., Wool, T.A., 2005. Modelling mercury fluxes and concentrations in a Georgia watershed receiving atmospheric deposition load from direct and indirect sources. Journal of the Air & Waste Management Association 55 (5), 547–558.

Amyot, M., Southworth, G., Lindberg, S.E., Hintelmann, H., Lalonde, J.D., Ogrinc, N., Poulain, A.J., Sandilands, K.A., 2004. Formation and evasion of dissolved gaseous mercury in large enclosures amended with 200HgCl2. Atmospheric Environment 38, 4279–4289.

Ariya, P.A., Peterson, K., Snider, G., Amyot, M., 2009. Mercury chemical transformation in the gas, aqueous and heterogeneous phases: state-of-the-art science and uncertainties. In: Pirrone, N., Mason, R.P. (Eds.), Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Emissions, Measurements and Models. Springer, New York.

Babiarz, C.L., Hurley, J.P., Benoit, J.M., Shafer, M.M., Andren, A.W., Webb, D.A., 1998. Seasonal influences on partitioning and transport of total and methylmercury in rivers from contrasting watersheds. Biogeochemistry 41, 237–257.

Babiarz, C.L., Hurley, J.P., Krabbenhoft, D.P., Gilmour, C.C., Branfireun, B.A., 2003. Application of ultrafiltration and stable isotope amendments to the partitioning of mercury in lake water and over land runoff. Science of The Total Environment 304, 295–303.

Barghigiani, C., Ristori, T., Bauleo, R., 1991. Pinus as an atmospheric Hg biomonitor. Environmental Science and Technology 12 (12), 1175–1181.

Barkay, T., Miller, S.M., Summers, A.O., 2003. Bacterial mercury resistance from atoms to ecosystems. FEMS Microbiology Reviews 27, 355–384.

Bayley, S.E., Schindler, D.W., Parker, B.R., Stainton, M.P., Beaty, K.G., 1992. Effects of forest fire and drought on acidity of a base-poor boreal forest stream: Similarities between climatic warming and acidic precipitation. Biogeochemistry 17, 191–204.

Benke, A.C., Cushing, C.E., 2005. Rivers of North America. Elsevier Academic, New York.

Biester, H., Scholz, C., 1997. Determination of mercury binding forms in contaminated soils: mercury pyrolysis versus sequential extractions. Environmental Science and Technology Technology 31 (1), 233–239.

Bishop, K., Lee, Y., Pettersson, C., Allard, B., 1995a. Methylmercury in runoff from the Svartberget catchment in northern Sweden during a stormflow episode. Environmental Research 80, 221–224.

Bishop, K., Lee, Y., Pettersson, C., Bert, A., 1995b. Methylmercury output from the Svartberget catchment in northern Sweden during spring flood. Environmental Research 80, 445–454.

Biswas, A., Blum, J.D., Bergquist, B. a., Keeler, G.J., Xie, Z., 2008. Natural mercury isotope variation in coal deposits and organic soils. Environmental Science and Technology 42 (22), 8303–8309.

Biswas, A., Blum, J.D., Klaue, B., Keeler, G.J., 2007. Release of mercury from Rocky Mountain forest fires. Global Biogeochemical Cycles 21 (1), GB1002.

Bombosch, S., 1983. Mercury-accumulation in game. In: Ulrich, B., Pankrath, J. (Eds.), Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. D. Reidel, Hingham, Massachusetts.

Branfireun, B.A., Bishop, K., Roulet, N.T., Granberg, G., Nilsson, M., 2001. Mercury cycling in boreal ecosystems: The long-term effect of acid rain constituents on peatland pore water methylmercury concentrations. Geophysical Research Letters 28 (7), 1227–1230.

Branfireun, B.A., 2005. Speciation and transport of newly deposited mercury in a boreal forest wetland: A stable mercury isotope approach. Water Resources Research 41 (6), 1–11.

Branfireun, B.A., Heyes, A., Roulet, N.T., 1996. The hydrology and methylmercury dynamics of a Precambrian Shield headwater peatland. Water Resources 32 (6), 1785–1794.

Branfireun, B.A., Hilbert, D., Roulet, N.T., 1998. Sinks and sources of methylmercury in a boreal catchment. Biogeochemistry 41, 277–291.

Branfireun, B.A., Roulet, N.T., 2002. Controls on the fate and transport of methylmercury in a boreal headwater catchment, northwestern Ontario, Canada. Hydrology and Earth System Sciences 6 (4), 783–794.

Branfireun, B.A., Roulet, N.T., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., 1999. Sulphate stimulation of mercury methylation in a boreal peatland: Toward a link between acid rain and the mercury cycle. Global Biogeochemical Cycles 13, 743–750.

Brooks, S.B., Saiz-Lopez, A., Skov, H., Lindberg, S.E., Plane, J.M.C., Goodsite, M.E., 2006. The mass balance of mercury in the springtime arctic environment. Geophysical Research Letters 33 (13), L13812.

Brunke, E.G., Labuschagne, C., Slemr, F., 2001. Gaseous mercury emissions from a fire in the Cape Peninsula, South Africa, during January 2000. Geophysical Research Letters 28 (8), 1483–1486.

Caldwell, C.A., Canavan, C.M., Bloom, N.S., 2000. Potential effects of forest fire and storm flow on total mercury and methylmercury in sediments of an aridlands reservoir. The Science of the Total Environment 260 (1-3), 125–33.

Carignan, R., Steedman, R.J., 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57 (S2), 1–4.

Coleman-Wasik, J.K., Mitchell, C.P.J., Engstrom, D.R., Swain, E.B., Monson, B.A., Balogh, S.J., Jeremiason, J.D., Branfireun, B.A., Eggert, S.L., Kolka, R.K., Almendinger, J.E., 2012. Methylmercury declines in a boreal peatland when experimental sulfate deposition decreases. Environmental Science and Technology 46 (12), 6663–71.

Compeau, G.C., Bartha, R., 1985. Sulfate-reducing bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment. Applied and Environmental Microbiology 50 (2), 498–502.

Constant, P., Poissant, L., Villemur, R., Lean, D., 2007. Fate of mercury and methylmercury within the snow cover at Whapmagoostui-Kuujjuarapik (Québec, Canada). Journal of Geophysical Research - Atmospheres 112, D08309.

Demers, J.D., Driscoll, C.T., Fahey, T.J., Yavitti, J.B., 2007. Mercury cycling in litter and soil in different forest types in the Adirondack region, New York, USA. Ecological Applications 17 (5), 1341–1351.

Demers, J.D., Driscoll, C.T., Shanley, J.B., 2010. Mercury mobilization and episodic stream acidification during snowmelt: Role of hydrologic flow paths, source areas, and supply of dissolved organic carbon. Water Resources Research 46 (1), W01511. Devito, K.J., Creed, I.F., Gan, T., Mendoza, C., Petrone, R., Silins, U., Smerdon, B., 2005. A framework for broad-scale classification of hydrologic response units on the Boreal Plain: is topography the last thing to consider? Hydrological Processes 19 (8), 1705–1714.

Dittman, J.A., Shanley, J.B., Driscoll, C.T., Aiken, G.R., Chalmers, A.T., Towse, J.E., Selvendiran, P., 2010. Mercury dynamics in relation to dissolved organic carbon concentration and quality during high flow events in three northeastern U.S. streams. Water Resources Research 46 (7), 1–15.

Dommergue, A., Bahlmann, E., Ebinghaus, R., Ferrari, C.P., Boutron, C., 2007. Laboratory simulation of Hg⁰ emissions from a snowpack. Analytical and Bioanalytical Chemistry 388, 319–327.

Dommergue, A., Ferrari, C.P., Gauchard, P.-A., Boutron, C.F., Poissant, L., Pilote, M., Jitaru, P., Adams, F.C., 2003a. The fate of mercury species in a sub-arctic snowpack during snowmelt. Geophysical Research Letters 30 (12), 1621.

Dommergue, A., Ferrari, C.P., Poissant, L., Gauchard, P.-A., Boutron, C.F., 2003b. Diurnal cycles of gaseous mercury within the snowpack at Kuujjuarapik/ Whapmagoostui, Québec, Canada. Environmental Science and Technology 37 (15), 3289–97.

Douglas, T.A., Sturm, M., 2004. Arctic haze, mercury and the chemical composition of snow across northwestern Alaska. Atmospheric Environment 38 (6), 805–820.

Douglas, T.A., Sturm, M., Simpson, W.R., Blum, J.D., Alvarez-Aviles, L., Keeler, G.J., Perovich, D.K., Biswas, A., Johnson, K., 2008. Influence of snow and ice crystal formation and accumulation on mercury deposition to the Arctic. Environmental Science and Technology 42 (5), 1542–51.

Driscoll, C.T., Blette, V., Yan, C., Schofield, C.L., Munson, R., Holsapple, J., 1995. The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. Water, Air, & Soil Pollution 80, 499–508.

Durnford, D.A., Dastoor, A., 2011. The behavior of mercury in the cryosphere: A review of what we know from observations. Journal of Geophysical Research 116 (D6), D06305.

Eklöf, K., Fölster, J., Sonesten, L., Bishop, K., 2012. Spatial and temporal variation of THg concentrations in run-off water from 19 boreal catchments, 2000-2010. Environmental Pollution 164, 102–9.

Engle, M.A., Sexauer Gustin, M., Johnson, D.W., Murphy, J.F., Miller, W.W., Walker, R.F., Wright, J., Markee, M., 2006. Mercury distribution in two Sierran forest and one desert sagebrush steppe ecosystems and the effects of fire. The Science of the Total Environment 367 (1), 222–33.

Environment Canada, 1993. Canada, Streamflow [cartographic material], 5th ed. National Atlas of Canada: Energy, Mines and Resources Canada, Ottawa.

Fain, X., Ferrari, C.P., Gauchard, P.-A., Magand, O., Boutron, C., 2006. Fast depletion of gaseous elemental mercury in the Kongsvegen Glacier snowpack in Svalbard. Geophysical Research Letters 33 (6), L06826.

Faïn, X., Grangeon, S., Bahlmann, E., Fritsche, J., Obrist, D., Dommergue, A., Ferrari, C.P., Cairns, W., Ebinghaus, R., Barbante, C., Cescon, P., Boutron, C., 2007. Diurnal production of gaseous mercury in the alpine snowpack before snowmelt. Journal of Geophysical Research 112 (D21), D21311.

Ferrari, C.P., Gauchard, P., Aspmo, K., Dommergue, A., Magand, O., Bahlmann, E., Nagorski, S., Temme, C., Ebinghaus, R., Steffen, A., 2005. Snow-to-air exchanges of mercury in an Arctic seasonal snow pack in Ny-Ålesund, Svalbard. Atmospheric Environment 39 (39), 7633–7645.

Ferrari, C.P., Padova, C., Faïn, X., Gauchard, P.-A., Dommergue, A., Aspmo, K., Berg, T., Cairns, W., Barbante, C., Cescon, P., Kaleschke, L., Richter, A., Wittrock, F., Boutron, C., 2008. Atmospheric mercury depletion event study in Ny-Alesund (Svalbard) in spring 2005. Deposition and transformation of Hg in surface snow during springtime. The Science of the Total Environment 397 (1-3), 167–77.

Finley, B.D., Swartzendruber, P.C., Jaffe, D.A., 2009. Particulate mercury emissions in regional wildfire plumes observed at the Mount Bachelor Observatory. Atmospheric Environment 43 (38), 6074–6083.

Flannigan, M., Stocks, B., Turetsky, M.R., Wotton, M., 2009. Impacts of climate change on fire activity and fire management in the circumboreal forest. Global Change Biology 15 (3), 549–560.

Fleck, J.A., Grigal, D.F., Nater, E.A., 1999. Mercury uptake by trees: an observational experiment. Water, Air, and Soil Pollution 115, 513–523.

Friedli, H.R., Arellano, A.F., Cinnirella, S., Pirrone, N., 2009. Initial estimates of mercury emissions to the atmosphere from global biomass burning. Environmental Science and Technology 43 (10), 3507–13.

Friedli, H.R., Radke, L.F., Lu, J.Y., 2001. Mercury in smoke from biomass fires. Geophysical Research Letters 28 (17), 3223–3226.

Friedli, H.R., Radke, L.F., Payne, N.J., McRae, D.J., Lynham, T.J., Blake, T.W., 2007. Mercury in vegetation and organic soil at an upland boreal forest site in Prince Albert National Park, Saskatchewan, Canada. Journal of Geophysical Research 112 (G1), 1–9.

Gabriel, M.C., Kolka, R.K., Wickman, T., Woodruff, L.G., Nater, E., 2012. Latent effect of soil organic matter oxidation on mercury cycling within a southern boreal ecosystem. Journal of Environment Quality 41 (2), 495–505.

Galloway, M.E., Branfireun, B.A., 2004. Mercury dynamics of a temperate forested wetland. The Science of the Total Environment 325 (1-3), 239–54.

Garcia, E., Carignan, R., 1999. Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl mercury in zooplankton. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56 (2), 339–345.

Garcia, E., Carignan, R., 2000. Mercury concentrations in northern pike (Esox lucius) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57 (S2), 129–135.

Garcia, E., Carignan, R., 2005. Mercury concentrations in fish from forest harvesting and fire-impacted Canadian Boreal lakes compared using stable isotopes of nitrogen. Environmental Toxicology and Chemistry 24 (3), 685–93.

Ghorpade, S.M., 2010. Interactions between natural organic matter composition and mercury transport in a boreal watershed. M.Sc. Thesis, University of Maryland, U.S.A.

Gilmour, C.C., Henry, E.A., Mitchell, R., 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. Environmental Science & Technology 26 (11), 2281–2287.

Goodale, C.L., Apps, M.J., Birdsey, R.A., Field, C.B., Heath, L.S., Houghton, R.A., Jenkins, J.C., Kohlmaier, G.H., Kurz, W., Liu, S., Nabuurs, G.-J., Nilsson, S., Shvidenko, A.Z., 2002. Forest carbon sinks in the northern hemisphere. Ecological Applications 12 (3), 891–899.

Gorham, E., 1991. Northern peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. Ecological Applications 1 (2), 182–195.

Goulet, R.R., Holmes, J., Page, B., Poissant, L., Siciliano, S.D., Lean, D.R.S., Wang, F., Amyot, M., Tessier, A., 2007. Mercury transformations and fluxes in sediments of a riverine wetland. Geochimica et Cosmochimica Acta 71 (14), 3393–3406.

Government of Canada, 2010. Soil Order Map of Canada [cartographic material]. National Atlas of Canada: Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa.

Graydon, J.A., St. Louis, V.L., Hintelmann, H., Lindberg, S.E., Sandilands, K.A., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Hall, B.D., Mowat, L.D., 2008. Long-term wet and dry deposition of total and methyl mercury in the remote boreal ecoregion of Canada. Environmental Science and Technology 42 (22), 8345–8351.

Graydon, J.A., Emmerton, C.A., Lesack, L.F.W., Kelly, E.N., 2009a. Mercury in the Mackenzie River delta and estuary: concentrations and fluxes during open-water conditions. The Science of the Total Environment 407 (8), 2980–8.

Graydon, J.A., St. Louis, V.L., Hintelmann, H., Lindberg, S.E., Sandilands, K.A., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Tate, M.T., Krabbenhoft, D.P., Lehnherr, I., 2009b. Investigation of uptake and retention of atmospheric Hg(II) by boreal forest plants using stable Hg isotopes. Environmental Science and Technology 43 (13), 4960–6.

Graydon, J.A., St. Louis, V.L., Lindberg, S.E., Hintelmann, H., Krabbenhoft, D.P., 2006. Investigation of mercury exchange between forest canopy vegetation and the atmosphere using a new dynamic chamber. Environmental Science and Technology 40 (15), 4680–4688.

Graydon, J.A., St. Louis, V.L., Lindberg, S.E., Sandilands, K.A., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Harris, R.C., Tate, M.T., Krabbenhoft, D.P., Emmerton, C.A., Asmath, H., Richardson, M., 2012. The role of terrestrial vegetation in atmospheric Hg deposition: Pools and fluxes of spike and ambient Hg from the METAALICUS experiment. Global Biogeochemical Cycles 26 (1), 1–14.

Gresswell, R.E., 1999. Fire and Aquatic Ecosystems in Forested Biomes of North America. Transactions of the American Fisheries Society 128 (2), 193–221.

Grigal, D.F., 2002. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: a review. Environmental Reviews 10 (1), 1–39.

Grigal, D.F., 2003. Mercury sequestration in forests and peatlands - a review. Journal of Environmental Quality 32 (2), 393–405.

Grimaldi, C., Grimaldi, M., Guedron, S., 2008. Mercury distribution in tropical soil profiles related to origin of mercury and soil processes. The Science of the Total Environment 401 (1-3), 121–129.

Gustin, M.S., Lindberg, S.E., Weisberg, P.J., 2008. An update on the natural sources and sinks of atmospheric mercury. Applied Geochemistry 23 (3), 482–493.

Halm, D.R., Dornblaser, M.M., 2007. Water and Sediment Quality in the Yukon River and its Tributaries Between Atlin, British Columbia, Canada, and Eagle, Alaska, USA, 2004. U.S. Geological Survey Open-File Report 2007-1197.

Harris, R.C., Rudd, J.W.M., Amyot, M., Babiarz, C.L., Beaty, K.G., Blanchfield, P.J., Bodaly, R.A.D., Branfireun, B.A., Gilmour, C.C., Graydon, J.A., Heyes, A., Hintelmann, H., Hurley, J.P., Kelly, C.A., Krabbenhoft, D.P., Lindberg, S.E., Mason, R.P., Paterson, M.J., Podemski, C.L., Robinson, A., Sandilands, K.A., Southworth, G.R., St. Louis, V.L., Tate, M.T., 2007. Whole-ecosystem study shows rapid fishmercury response to changes in mercury deposition. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 104 (42), 16586–91.

Haynes, K.M., Mitchell, C.P.J., 2012. Inter-annual and spatial variability in hillslope runoff and mercury flux during spring snowmelt. Journal of Environmental Monitoring 14 (8), 2083–91.

Heyes, A., Moore, T.R., Rudd, J.W.M., Dugoua, J.J., 2000. Methyl mercury in pristine and impounded boreal peatlands, Experimental Lakes Area, Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57 (11), 2211–2222.

Hintelmann, H., Harris, R.C., Heyes, A., Hurley, J., Kelly, C.A., Krabbenhoft, D.P., Lindberg, S.E., Rudd, J.W.M., Scott, K., St. Louis, V.L., 2002. Reactivity and mobility of new and old mercury deposition in a boreal forest ecosystem during the first year of the METAALICUS study. Environmental Science and Technology 36 (23), 5034–5040.

Jeremiason, J.D., Engstrom, D.R., Swain, E.B., Nater, E.A., Johnson, B.M., Almendinger, J.E., Monson, B.A., Kolka, R.K., 2006. Sulfate addition increases methylmercury production in an experimental wetland. Environmental science and pollution research international 40 (12), 3800–6.

Johansson, K., Aastrup, M., Andersson, A., Bringmark, L., Iverfeldt, A., 1991. Mercury in swedish forest soils and waters - Assessment of critical load. Water, Air, & Soil Pollution 56 (1), 267–281.

Johnson, K.P., Blum, J.D., Keeler, G.J., Douglas, T.A., 2008. Investigation of the deposition and emission of mercury in arctic snow during an atmospheric mercury depletion event. Journal of Geophysical Research 113 (D17), D17304.

Kerin, E.J., Gilmour, C.C., Roden, E., Suzuki, M.T., Coates, J.D., Mason, R.P., 2006. Mercury methylation by dissimilatory iron-reducing bacteria. Applied and Environmental Microbiology 72 (12), 7919–7921.

Kirk, J.L., St. Louis, V.L., 2009. Multiyear total and methyl mercury exports from two major sub-Arctic rivers draining into Hudson Bay, Canada. Environmental Science and Technology 43, 2254–2261.

Kirk, J.L., St. Louis, V.L., Sharp, M.J., 2006. Rapid reduction and reemission of mercury deposited into snowpacks during atmospheric mercury depletion events at Churchill, Manitoba, Canada. Environmental Science and Technology 40 (24), 7590–6.

Kolka, R.K., Grigal, D.F., Nater, E.A., Verry, E.S., 2001. Hydrologic cycling of mercury and organic carbon in a forested upland – bog watershed. Soil Science Society of America Journal 65, 897–905.

Kolka, R.K., Grigal, D.F., Verry, E.S., Abstram, N., 1999. Mercury and organic carbon relationships in streams draining forested upland/peatland watersheds. Journal of Environment Quality 28 (3), 766–775.

Krabbenhoft, D., 2005. Mercury cycling in the environment. Geochimica et Cosmochimica Acta 69 (10), A699.

Krabbenhoft, D.P., Branfireun, B.A., Heyes, A., 2005. Biogeochemical cycles affecting the speciation, fate and transport of mercury in the environment. In: Parsons, M.B., Percival, J.B. (Eds.), Mercury: Sources, Measurements, Cycles and Effects, Mineralogical Association of Canada Short Course 34. Halifax.

Lalonde, J.D., Amyot, M., Doyon, M.-R., Auclair, J.-C., 2003. Photo-induced Hg(II) reduction in snow from the remote and temperate Experimental Lakes Area (Ontario, Canada). Journal of Geophyical Research - Atmospheres 108 (6), 11.

Lalonde, J.D., Poulain, A.J., Amyot, M., 2002. The role of mercury redox reactions in snow on snow-to-air mercury transfer. Environmental Science and Technology 36 (2), 174–8.

Lehnherr, I., St. Louis, V.L., Kirk, J.L., 2012a. Methylmercury cycling in High Arctic wetland ponds: controls on sedimentary production. Environmental Science and Technology 46 (19), 10523–31.

Lehnherr, I., St. Louis, V.L., Emmerton, C.A., Barker, J.D., Kirk, J.L., 2012b. Methylmercury cycling in High Arctic wetland ponds: sources and sinks. Environmental Science and Technology 46 (19), 10514–22.

Leitch, D.R., Carrie, J., Lean, D.R.S., Macdonald, R., Stern, A.G., Wang, F., 2007. The delivery of mercury to the Beaufort Sea of the Arctic Ocean by the Mackenzie River. Science of The Total Environment 373, 178–195.

Lindberg, S.E., Brooks, S., Lin, C.J., Scott, K.J., Landis, M.S., Stevens, R.K., Goodsite, M., Richter, A., 2002. Dynamic oxidation of gaseous mercury in the Arctic troposphere at polar sunrise. Environmental Science and Technology 36 (6), 1245–56.

Lindberg, S.E., Meyers, T.P., Taylor, G.E., Turner, R.R., Schroeder, W.H., 1992. Atmosphere-surface exchange of mercury in a forest – results of modeling and gradient approaches. Journal of Geophysical Research - Atmospheres 97 (D2), 2519–2528.

Loseto, L.L., Lean, D.R.S., Siciliano, S.D., 2004a. Snowmelt sources of methylmercury to high arctic ecosystems. Environmental Science and Technology 38 (11), 3004–10.

Loseto, L.L., Siciliano, S.D., Lean, D.R.S., 2004b. Methylmercury production in High Arctic wetlands. Environmental Toxicology and Chemistry 23 (1), 17–23.

Mason, R.P., Choi, A.L., Fitzgerald, W.F., Hammerschmidt, C.R., Lamborg, C.H., Soerensen, A.L., Sunderland, E.M., 2012. Mercury biogeochemical cycling in the ocean and policy implications. Environmental Research 119, 101–17. Mason, R.P., Fitzgerald, W.F., Morel, F.M.M., 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury: anthropogenic influences. Geochimica 58 (15), 3191–3198.

McClain, M.E., Boyer, E.W., Dent, C.L., Gergel, S.E., Grimm, N.B., Groffman, P.M., Hart, S.C., Harvey, J.W., Johnston, C.A., Mayorga, E., McDowell, W.H., Pinay, G., 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. Ecosystems 6 (4), 301–312.

Meili, M., 1991. The coupling of mercury and organic matter in the biogeochemcial cycle - towards a mechanistic model for the boreal forest zone. Water, Air, & Soil Pollution 56, 333–347.

Mierle, G., Ingram, R., 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. Water, Air, & Soil Pollution 56, 349–357.

Mitchell, C.P.J., Branfireun, B.A., Kolka, R.K., 2008a. Total mercury and methylmercury dynamics in upland—peatland watersheds during snowmelt. Biogeochemistry 90 (3), 225–241.

Mitchell, C.P.J., Branfireun, B.A., Kolka, R.K., 2008b. Spatial characteristics of net methylmercury production hot spots in peatlands. Environmental Science and Technology 42 (4), 1010–6.

Mitchell, C.P.J., Branfireun, B.A., Kolka, R.K., 2009. Methylmercury dynamics at the upland-peatland interface: Topographic and hydrogeochemical controls. Water Resources Research 45 (2), 1–12.

Moore, T.R., Bubier, J.L., Heyes, A., Flett, R.J., 1995. Methyl and total mercury in boreal wetland plants, Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. Journal of Environmental Quality 24, 845–850.

Moore, T.R., Trofymow, J. a., Taylor, B., Prescott, C., Camiré, C., Duschene, L., Fyles, J., Kozak, L., Kranabetter, M., Morrison, I., Siltanen, M., Smith, S., Titus, B., Visser, S., Wein, R., Zoltai, S., 1999. Litter decomposition rates in Canadian forests. Global Change Biology 5 (1), 75–82.

Mowat, L.D., St. Louis, V.L., Graydon, J.A., Lehnherr, I., 2011. Influence of forest canopies on the deposition of methylmercury to boreal ecosystem watersheds. Environmental Science and Technology 45 (12), 5178–85.

Munthe, J., Bodaly, R.A.D., Branfireun, B.A., Driscoll, C.T., Gilmour, C.C., Harris, R.C., Horvat, M., Lucotte, M., Malm, O., 2007. Recovery of mercury-contaminated fisheries. Ambio 36 (1), 33–44.

Munthe, J., Hultberg, H., 2004. Mercury and methylmercury in runoff from a forested catchment - concentrations, fluxes, and their response to manipulations. Water, Air, and Soil Pollution 4 (2-3), 607–618.

Munthe, J., Hultberg, H., Iverfeldt, A., 1995. Mechanisms of deposition of methylmercury and mercury to coniferous forests. Water, Air, and Soil Pollution 80, 363–371.

Nasr, M., Arp, P.A., 2011. Hg concentrations and accumulations in fungal fruiting bodies, as influenced by forest soil substrates and moss carpets. Applied Geochemistry 26 (11), 1905–1917.

Natural Resources Canada, 2007. Drainage Basins [cartographic material]. National Atlas of Canada, Ottawa.

Nelson, S.J., Fernandez, I.J., Kahl, J.S., 2010. A review of mercury concentration and deposition in snow in eastern temperate North America. Hydrological Processes 1980 (April), 1971–1980.

Northern Contaminants Program, 2013. Freshwater environment. In: Canadian Arctic Contaminants Assessment Report III: Mercury in Canada's North. Northern Contaminants Program (NCP), Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa.

O'Driscoll, N.J., Canário, J., Crowell, N., Webster, T., 2011. Mercury speciation and distribution in coastal wetlands and tidal mudflats: relationships with sulphur speciation and organic carbon. Water, Air, Soil Pollut. 220, 313–326.

Obrist, D., 2012. Mercury distribution across 14 U.S. forests. Part II: Patterns of methyl mercury concentrations and areal mass of total and methyl mercury. Environmental Science and Technology 46 (11), 5921–30.

Obrist, D., Johnson, D.W., Lindberg, S.E., 2009. Mercury concentrations and pools in four Sierra Nevada forest sites, and relationships to organic carbon and nitrogen. Biogeosciences 6 (5), 765–777.

Obrist, D., Johnson, D.W., Lindberg, S.E., Luo, Y., Hararuk, O., Bracho, R., Battles, J.J., Dail, D.B., Edmonds, R.L., Monson, R.K., Ollinger, S. V, Pallardy, S.G., Pregitzer, K.S., Todd, D.E., 2011. Mercury distribution across 14 U.S. Forests. Part I: spatial patterns of concentrations in biomass, litter, and soils. Environmental Science and Technology 45 (9), 3974–81.

Obrist, D., Moosmüller, H., Schürmann, R., Chen, L.W.A., Kreidenweis, S.M., 2008. Particulate-phase and gaseous elemental mercury emissions during biomass combustion: controlling factors and correlation with particulate matter emissions. Environmental Science and Technology 42 (3), 721–7.

Oswald, C.J., 2011. Hydrological, biogeochemical and landscape controls on mercury distribution and mobility in a boreal Shield soil landscape. Ph.D. Thesis, University of Toronto, Canada.

Oswald, C.J., Heyes, A., Branfireun, B.A., 2013. Differential propagation of ambient Hg and applied Hg isotope in soils, soil-water and runoff in a boreal upland catchment (in preparation).

Ouellet, J.-F., Lucotte, M., Teisserenc, R., Paquet, S., Canuel, R., 2009. Lignin biomarkers as tracers of mercury sources in lakes water column. Biogeochemistry 94 (2), 123–140.

Ouimet, R., Perie, C., 2008. Organic carbon, organic matter and bulk density relationships in boreal forest soils. Canadian Journal of Soil Science 88, 315–325.

Outridge, P.M., Macdonald, R.W., Wang, F., Stern, G.A., Dastoor, A.P., 2008. A mass balance inventory of mercury in the Arctic Ocean. Environmental Chemistry 5, 89–111.

O'Driscoll, N.J., Canário, J., Crowell, N., Webster, T., 2011. Mercury speciation and distribution in coastal wetlands and tidal mudflats: relationships with sulphur speciation and organic carbon. Water, Air, & Soil Pollution 220 (1-4), 313–326.

Parks, J.M., Johs, A., Podar, M., Bridou, R., Hurt, R.A., Smith, S.D., Tomanicek, S.J., Qian, Y., Brown, S.D., Brandt, C.C., Palumbo, A.V., Smith, J.C., Wall, J.D., Elias, D.A., Liang, L., 2013. The genetic basis for bacterial mercury methylation (early view). Science.

Poissant, L., Zhang, H., Canario, J., Constant, P., 2008. Critical review of mercury fates and contamination in the arctic tundra ecosystem. Science of The Total Environment 400, 173–211.

Pokharel, A.K., Obrist, D., 2011. Fate of mercury in tree litter during decomposition. Biogeosciences 8 (9), 2507–2521.

Poulain, A.J., Roy, V., Amyot, M., 2007a. Influence of temperate mixed and deciduous tree covers on Hg concentrations and photoredox transformations in snow. Geochimica et Cosmochimica Acta 71 (10), 2448–2462.

Poulain, A.J., Garcia, E., Amyot, M., Campbell, P.G.C., Ariya, P.A., 2007b. Mercury distribution, partitioning and speciation in coastal vs. inland High Arctic snow. Geochimica et Cosmochimica Acta 71 (14), 3419–3431.

Poulain, A.J., Lalonde, J.D., Amyot, M., Shead, J.A., Raofie, F., Ariya, P.A., 2004. Redox transformations of mercury in an Arctic snowpack at springtime. Atmospheric Environment 38 (39), 6763–6774.

Quémerais, B., Cossa, D., Rondeau, B., Pham, T.T., Gagnon, P., Fortin, B., 1999. Sources and fluxes of mercury in the St. Lawrence River. Environmental Science and Technology 33 (6), 840–849.

Rappold, A.G., Stone, S.L., Cascio, W.E., Neas, L.M., Kilaru, V.J., Carraway, M.S., Szykman, J.J., Ising, A., Cleve, W.E., Meredith, J.T., Vaughan-batten, H., Deyneka, L., Devlin, R.B., 2013. Peat bog wildfire smoke exposure in rural North Carolina is associated with cardiopulmonary emergency department visits assessed through syndromic surveillance. Environmental Health Perspectives 119 (10), 1415–1420.

Rasmussen, P.E., 1995. Temporal variation of mercury in vegetation. Water, Air, and Soil Pollution 80 (1-4), 1039–1042.

Rasmussen, P.E., Mierle, G., Nriagu, J.O., 1991. The analysis of vegetation for total mercury. Water, Air, and Soil Pollution 56, 379–390.

Ravichandran, M., 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter--a review. Chemosphere 55 (3), 319–31.

Rea, A.W., Lindberg, S.E., Scherbatskoy, T., Keeler, G.J., 2002. Mercury accumulation in foliage over time in two northern mixed-hardwood forests. Water, Air, and Soil Pollution 133, 49–67.

Richardson, M.C., Mitchell, C.P.J., Branfireun, B.A., Kolka, R.K., 2010. Analysis of airborne LiDAR surveys to quantify the characteristic morphologies of northern forested wetlands. Journal of Geophysical Research 115, 1–16.

Riscassi, A.L., Hokanson, K.J., Scanlon, T.M., 2011. Streamwater particulate mercury and suspended sediment dynamics in a forested headwater catchment. Water, Air, & Soil Pollution 220 (1-4), 23–36.

Riscassi, A.L., Scanlon, T.M., 2011. Controls on stream water dissolved mercury in three mid-Appalachian forested headwater catchments. Water Resources Research 47 (12), W12512.

Roy, V., Amyot, M., Carignan, R., 2009. Beaver ponds increase methylmercury concentrations in Canadian shield streams along vegetation and pond-age gradients. Environmental Science and Technology 43 (15), 5605–11.

Sandilands, K.A., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., Tate, M.T., Hintelmann, H., Dimock, B., Harris, R.C., 2008. Application of enriched stable mercury Isotopes to the Lake 658 watershed for the METAALICUS project, at the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2813, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences.

Sandilands, K.A., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Hintelmann, H., Gilmour, C.C., Tate, M.T., 2005. Application of enriched stable mercury isotopes to the Lake 658 watershed fro the METAALICUS Project, at the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, Canada.

Schelker, J., Burns, D.A., Weiler, M., Laudon, H., 2011. Hydrological mobilization of mercury and dissolved organic carbon in a snow-dominated, forested watershed: Conceptualization and modeling. Journal of Geophysical Research 116 (G1), 1–17.

Schindler, D.W., 2009. Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds, and landscapes. Biogeochemistry 54, 2349–2358.

Schroeder, W.H., Anlauf, K.G., Barrie, L.A., Lu, J.Y., Steffen, A., Schneeberger, D.R., Berg, T., 1998. Arctic springtime depletion of mercury. Nature 394, 331–332.

Schuster, E., 1991. The behaviour of mercury in the soil with special emphasis on complexation and adsorption processes - a review of the literature. Water, Air, & Soil Pollution 56, 667–680.

Schuster, P.F., Shanley, J.B., Marvin-Dipasquale, M., Reddy, M.M., Aiken, G.R., Roth, D.A., Taylor, H.E., Krabbenhoft, D.P., DeWild, J.F., 2008. Mercury and organic carbon dynamics during runoff episodes from a northeastern USA watershed. Water, Air, & Soil Pollution 187 (1-4), 89–108.

Schwesig, D., Matzner, E., 2001. Dynamics of mercury and methylmercury in forest floor and runoff of a forested watershed in Central Europe. Biogeochemistry (53), 181–200.

Shanley, J.B., Alisa Mast, M., Campbell, D.H., Aiken, G.R., Krabbenhoft, D.P., Hunt, R.J., Walker, J.F., Schuster, P.F., Chalmers, A., Aulenbach, B.T., Peters, N.E., Marvin-DiPasquale, M., Clow, D.W., Shafer, M.M., 2008. Comparison of total mercury and methylmercury cycling at five sites using the small watershed approach. Environmental Pollution 154, 143–154.

Shanley, J.B., Chalmers, A.T., 2012. Streamwater fluxes of total mercury and methylmercury into and out of Lake Champlain. Environmental Pollution 161, 311–20.

Sherman, L.S., Blum, J.D., Johnson, K.P., Keeler, G.J., Barres, J.A., Douglas, T.A., 2010. Mass-independent fractionation of mercury isotopes in Arctic snow driven by sunlight. Nature Geoscience 3 (3), 173–177.

Sinclair, K.A., Xie, Q., Mitchell, C.P.J., 2012. Methylmercury in water, sediment, and invertebrates in created wetlands of Rouge Park, Toronto, Canada. Environmental Pollution 171, 207–15.

Skyllberg, U., Bloom, P.R., Qian, J., Lin, C.-M., Bleam, W.F., 2006. Complexation of mercury(II) in soil organic matter: EXAFS evidence for linear two-coordination with reduced sulfur groups. Environmental Science and Technology 40 (13), 4174–80.

Skyllberg, U., Qian, J., Frech, W., Xia, K., Bleam, W.F., 2003. Distribution of mercury, methyl mercury and organic sulphur species in soil, soil solution and stream of a boreal forest catchment. Biogeochemistry 64, 53–76.

Skyllberg, U., Xia, K., Bloom, P.R., Nater, E.A., Bleam, W.F., 2000. Binding of mercury(II) to reduced sulfur in soil organic matter along upland-peat soil transects. Journal of Environmental Quality 29 (3), 855–865.

Smith-Downey, N. V, Sunderland, E.M., Jacob, D.J., 2010. Anthropogenic impacts on global storage and emissions of mercury from terrestrial soils: Insights from a new global model. Journal of Geophysical Research 115 (G3), 1–11.

Soil Classification Working Group, C., 1998. The Canadian System of Soil Classification. National Research Council of Canada.

Sommar, J., Wangberg, I., Berg, T., Gardfeldt, K., Munthe, J., Richter, A., Urba, A., Wittrock, F., Schroeder, W.H., 2007. Circumpolar transport and air-surface exchange of atmospheric mercury at Ny- Alesund (79 N), Svalbard, spring 2002. Atmospheric Chemistry and Physics 7, 151–166.

Sommer, M., 2006. Influence of soil pattern on matter transport in and from terrestrial biogeosystems—A new concept for landscape pedology. Geoderma 133 (1-2), 107–123.

Spencer, C.N., Gabel, K.O., Hauer, F.R., 2003. Wildfire effects on stream food webs and nutrient dynamics in Glacier National Park, USA. Forest Ecology and Management 178 (1-2), 141–153.

Steffen, A., Douglas, T.A., Amyot, M., Ariya, P., Aspmo, K., Berg, T., Bottenheim, J., Brooks, S., Cobbett, F., Dastoor, a., Dommergue, A., Ebinghaus, R., Ferrari, C.P., Gardfeldt, K., Goodsite, M.E., Lean, D., Poulain, A.J., Scherz, C., Skov, H., Sommar, J., Temme, C., 2008. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. Atmospheric Chemistry and Physics 8 (6), 1445–1482.

Steffen, A., Schroeder, W., Bottenheim, J., Narayan, J., Fuentes, J.D., 2002. Atmospheric mercury concentrations: measurements and profiles near snow and ice surfaces in the Canadian Arctic during Alert 2000. Atmospheric Environment 36 (15-16), 2653–2661.

St. Louis, V.L., Hintelmann, H., Graydon, J.A., Kirk, J.L., Barker, J., Dimock, B., Sharp, M.J., Lehnherr, I., 2007. Methylated mercury species in Canadian high Arctic marine surface waters and snowpacks. Environmental Science and Technology 41 (18), 6433–41.

St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Beaty, K.G., Bloom, N.S., Flett, R.J., 1994. Importance of wetlands as sources of methyl mercury to boreal forest ecosystems. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51, 1065–1076.

St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Beaty, K.G., Flett, R.J., Roulet, N.T., 1996. Production and loss of methylmercury and loss of total mercury from boreal forest catchments containing different types of wetlands. Environmental Science and Technology 30, 2719–2729.

Teisserenc, R., Lucotte, M., Houel, S., 2010. Terrestrial organic matter biomarkers as tracers of Hg sources in lake sediments. Biogeochemistry 103 (1-3), 235–244.

Tjerngren, I., Meili, M., Björn, E., Skyllberg, U., 2012. Eight boreal wetlands as sources and sinks for methyl mercury in relation to soil acidity, C/N ratio, and small-scale flooding. Environmental Science and Technology 46 (15), 8052–60.

Trumbore, S., 2000. Age of soil organic matter and soil respiration: radiocarbon constraints on belowground C dynamics. Ecological Applications 10 (2), 399–411.

Turetsky, M.R., Donahue, W.F., Benscoter, B.W., 2011. Experimental drying intensifies burning and carbon losses in a northern peatland. Nature Communications 2. 514.

Turetsky, M.R., Harden, J.W., Friedli, H.R., Flannigan, M., Payne, N., Crock, J., Radke, L., 2006. Wildfires threaten mercury stocks in northern soils. Geophysical Research Letters 33 (16), L16403.

Vost, E.E., Amyot, M., O'Driscoll, N.J., 2011. Photoreactions of mercury in aquatic systems. In: Cai, Y., Liu, G., O'Driscoll, N.J. (Eds.), Advances in Environmental Chemistry and Toxicology of Mercury. John Wiley and Sons.

Webster, K.L., Creed, I.F., Beall, F.D., Bourbonnière, R.A., 2011. A topographic template for estimating soil carbon pools in forested catchments. Geoderma 160 (3-4), 457–467.

Weiss-Penzias, P., Jaffe, D., Swartzendruber, P., Hafner, W., Chand, D., Prestbo, E., 2007. Quantifying Asian and biomass burning sources of mercury using the Hg/CO ratio in pollution plumes observed at the Mount Bachelor observatory. Atmospheric Environment 41 (21), 4366–4379.

Wickland, K.P., Aiken, G.R., Butler, K., Dornblaser, M.M., Spencer, R.G.M., Striegl, R.G., 2012. Biodegradability of dissolved organic carbon in the Yukon River and its tributaries: Seasonality and importance of inorganic nitrogen. Global Biogeochemical Cycles 26, GB0E03.

Wiedinmyer, C., Friedli, H.R., 2007. Mercury emission estimates from fires: an initial inventory for the United States. Environmental Science and Technology 41 (23), 8092–8.

Woodruff, L.G., Cannon, W.F., 2010. Immediate and long-term fire effects on total mercury in forests soils of northeastern Minnesota. Environmental S 44 (14), 5371–6.

Wotton, B.M., Gould, J.S., McCaw, W.L., Cheney, N.P., Taylor, S.W., 2012. Flame temperature and residence time of fires in dry eucalypt forest. International Journal of Wildland Fire 21 (3), 270.

Wyttenback, A., Tobler, L., 1988. The seasonal variation of 20 elements in 1st and 2nd year needles of Norway spruce, Picea abies (L.) Karst. Trees-Structure and Function 2 (1), 52–64.

Xia, K., Skyllberg, U., Bleam, W.F., Bloom, P.R., Nater, E.A., Helmke, P.A., 1999. X-ray absorption spectroscopic evidence for the complexation of Hg(II) by reduced sulfur in soil humic substances. Environmental Science and Technology 33 (3), 257–261.

Zepp, R.G., Callaghan, T. V, Erickson, D.J., 1995. Effects of increased ultraviolet radiation on biogeochemical cycles. Ambio 24 (3), 181–187.

Zhang, H., 2006. Photochemical redox reactions of mercury. Structure and Bonding 120, 37–79.

Chapitre 6:

Devenir et méthylation du mercure dans les écosystèmes d'eau douce



Auteur coordinateur: Vincent St. Louis

Auteurs principaux: Igor Lehnherr, Jennifer Graydon, Vincent St. Louis

Collaborateurs : Mark Amyot, Mary-Luyza Avramescu, John Chételat, William F. Donahue, Chris S. Eckley, Catherine Girard, Jennifer A. Graydon, Britt D. Hall, Stéphanie Hamelin, Reed Harris,

Andrew Heyes, Carol A. Kelly, David Lean, Igor Lehnherr, Nelson O'Driscoll, Claire J. Oswald, Alexandre Poulain, John W. M. Rudd, Vincent L. St. Louis

TABLE DES MATIÈRES

6.1 INTRODUCTION	329
6.1.1 Concentrations de mercure dans les écosystèmes d'eau douce canadiens non perturbés	330
6.2 PHOTOCHIMIE DU MERCURE DANS LES ÉCOSYSTÈMES D'EAU DOUCE : RÉDUCTION, OXYDATION ET	
DÉMÉTHYLATION	334
6.2.1 Photoréduction du mercure inorganique (Hg ²⁺) dans les écosystèmes d'eau douce	335
6.2.2 Photooxydation du mercure élémentaire (Hg ⁰) dans les écosystèmes d'eau douce	339
6.2.3 Photodéméthylation du méthylmercure dans les écosystèmes d'eau douce	341
6.2.4 Processus photochimiques du mercure dans divers types d'écosystèmes aquatiques	343
6.3 ABSORPTION ET MÉTHYLATION DU MERCURE INORGANIQUE (HG ²⁺) ET DÉMÉTHYLATION DU MÉTHYLMERCURE DANS LES ÉCOSYSTÈMES D'EAU DOUCE	244
6.3.1 Introduction	
6.3.2 Méthodes de mesure	
6.3.3 Absorption du mercure inorganique (Hg ²⁺)	
6.3.4 Facteurs environnementaux influant sur la méthylation du mercure inorganique (Hg²+)	
6.3.4.1 Température	
6.3.4.2 Oxygène (0 ₂) et redox	
6.3.4.3 pH	
6.3.4.4 Matière organique	
6.3.4.4 Soufre	
6.3.4.5 Nitrate	
6.3.5 Sites de production du méthylmercure	
6.3.5.1 Production du méthylmercure dans les sédiments	
6.3.5.2 Production du méthylmercure dans la colonne d'eau	352
6.3.5.3 Production du méthylmercure dans le périphyton	353
6.3.6 Déméthylation du méthylmercure	354
6.3.6.1 Déméthylation réductive	354
6.3.6.2 Déméthylation oxydative	355
6.4 ÉTUDES DE BILAN MASSIQUE DE LA PRODUCTION DE MÉTHYLMERCURE DANS LES	
ÉCOSYSTÈMES D'EAU DOUCE CANADIENS	356
6.5 ORIENTATIONS DES RECHERCHES FUTURES EN VUE D'AMÉLIORER NOTRE COMPRÉHENSION DE LA PRODUCTION NETTE DE MÉTHYLMERCURE DANS LES ÉCOSYSTÈMES D'EAU DOUCE CANADIENS	050
6.6 RÉFÉRENCES	359

6.1 INTRODUCTION

Dans toutes les provinces et territoires du Canada, des avis relatifs à la consommation sont communiqués aux pêcheurs sportifs et aux collectivités des Premières nations qui dépendent des poissons d'eau douce comme aliment nutritif prélevé dans la nature parce que les concentrations de méthylmercure (MeHg) des poissons de nombreux lacs dépassent la limite de 0,5 ppm fixée par Santé Canada. Le méthylmercure est la forme de mercure la plus préoccupante pour la santé humaine, car il constitue une puissante neurotoxine pour les vertébrés, qui a aussi des répercussions sur les systèmes cardiovasculaire, immunitaire et endocrinien (chapitre 14). Le méthylmercure s'accumule biologiquement dans les organismes et sa concentration s'amplifie biologiquement à mesure qu'il remonte dans la chaîne alimentaire, et l'exposition humaine à cette toxine survient principalement par la consommation de poissons et de fruits de mer. La quantité nette de méthylmercure produite dans les écosystèmes aquatiques ou qui y entre par l'intermédiaire des précipitations (chapitre 4) ou des eaux de ruissellement en provenance des bassins versants voisins (chapitre 5) détermine la concentration de méthylmercure à laquelle sont exposés les organismes à la base des réseaux alimentaires aquatiques, tels les producteurs primaires. La consommation de ces organismes par les brouteurs et les organismes de niveau trophique supérieur

amorce la bioamplification du méthylmercure dans l'ensemble des réseaux trophiques. Le mercure élémentaire (Hg⁰), le mercure divalent inorganique (Hg²⁺) et le méthylmercure peuvent tous entrer dans les lacs par l'intermédiaire de l'atmosphère et des eaux de ruissellement en provenance des bassins versants voisins (hautes terres, terres humides et lacs en amont) [chapitre 5]. Après leur arrivée dans le lac, deux processus globaux, qui constituent la somme de divers mécanismes biotiques ou abiotiques, sont principalement responsables des transformations biogéochimiques du mercure.

Ces processus sont les suivants :

Processus d'oxydation et de réduction (p. ex., $Hg^0 \hookrightarrow Hg^{2+}$) [6.1]

Processus de méthylation et de déméthylation $(p. ex., Hg^{2+} \leftrightarrows MeHg)$ [6.2]

On peut les simplifier de la manière suivante :

$$Hg^0 \leftrightarrows Hg^{2+} \leftrightarrows MeHg$$
 [6.3]

Il convient de souligner que le méthylmercure est produit principalement à partir du Hg^{2+} divalent inorganique, non pas du Hg^0 , au moyen de l'ajout d'un groupe méthyle par des micro-organismes (principalement des bactéries et des archées) capables d'induire la méthylation du Hg^{2+} . Néanmoins, c'est la répartition entre ces transformations biogéochimiques qui détermine la production *nette* de méthylmercure

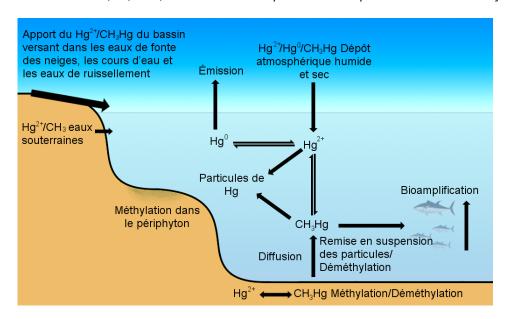


FIGURE 6.1 Schéma des principales transformations et voies d'entrée dans le cycle du mercure pour les écosystèmes d'eau douce canadiens.

et son accumulation dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce et, au bout du compte, les concentrations ultimes de méthylmercure disponibles pour la bioaccumulation dans les organismes et pour la bioamplification à l'échelle des réseaux trophiques (figure 6.1).

Le présent chapitre examine les processus qui conduisent à la production nette de méthylmercure dans les écosystèmes aquatiques canadiens. Le chapitre commence par un examen de la photoréduction (section 6.2.1) et de la photooxydation (section 6.2.2), car ces processus sont les premiers à influencer le devenir du mercure qui entre dans un système d'eau douce, ainsi que la photodéméthylation du méthylmercure (section 6.2.3) dans les écosystèmes d'eau douce canadiens. Viennent ensuite le processus de méthylation du Hg²⁺, y compris l'absorption cellulaire du Hg²⁺ par des microbes responsables la méthylation du Hg²⁺, et les facteurs physicochimique qui influent sur la production de méthylmercure (section 6.3.1), les sites de production du méthylmercure dans les systèmes d'eau douce (section 6.3.2) et les processus réductif et oxydatif de déméthylation du méthylmercure (section 6.3.3).

Après une analyse des principaux processus participant à la production nette de méthylmercure, des études de bilan massique de la production de méthylmercure dans les écosystèmes d'eau douce canadiens sont examinées (section 6.4), puis le résumé des concentrations de mercure mesurées dans les eaux douces canadiennes est présenté (tableau 6.6). Enfin, le chapitre se termine par une analyse des orientations des recherches futures en vue d'améliorer notre compréhension de la production nette de méthylmercure dans les écosystèmes d'eau douce canadiens (section 6.5).

6.1.1 Concentrations de mercure dans les écosystèmes d'eau douce canadiens non perturbés

Le tableau 6.1 énumère les concentrations de mercure total (mercure total = toutes les formes de mercure présentes dans un échantillon) et de méthylmercure d'échantillons non filtrés prélevés dans des écosystèmes d'eau douce canadiens non perturbés (figure 6.2). Les concentrations de mercure total sont généralement très basses

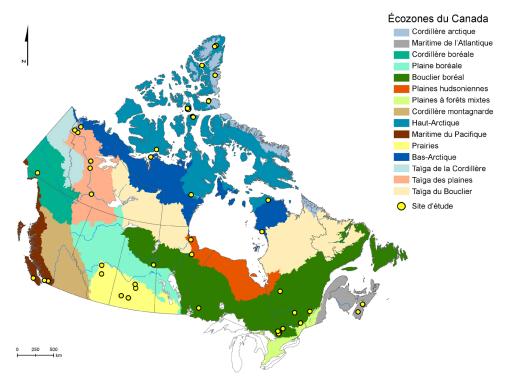


FIGURE 6.2 Carte des sites d'eau douce canadiens échantillonnés pour en déterminer les concentrations des espèces de mercure (voir aussi le tableau 6.1).

TABLEAU 6.1 Concentrations moyennes de mercure total (THg) et de méthylmercure (MeHg) dans l'eau de surface de cours d'eau, de terres humides et de lacs représentatifs du Canada

Emplacement	Date	N ^{bre}	рН	MOD (mg/L ⁻¹)	Concentration (ng/		% MeHg	Source
Cours d'eau					Wichig	iliy		
Fleuve Yukon (Yukon)	2004	3	$7,9 \pm 0,1$	2,8 ± 1,8	<0,04	2,2 ± 2,4	<2 %	Halm et Dornblaser, 2007
Affluents du fleuve Yukon (Yukon)	2004	14	7.8 ± 0.2	5,1 ± 5,1	<0,04-0,11	1,5 ±1,2	<2 % - 7 %	Halm et Dornblaser, 2007
Fleuve Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest)	2003-2005	37			$0,09 \pm 0,03$	$7,0 \pm 4,3$	1,3	Leitch <i>et al.</i> , 2007; Graydon <i>et al.</i> , 2009
Fleuve Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest)	2007-2010	6			0.08 ± 0.05	$13,8 \pm 8,0$	0,6	Emmerton et al., 2013
Affluents du fleuve Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest)	2003-2005	20				$6,3 \pm 2,9$		Leitch <i>et al.</i> , 2007
Rivière Peel (Territoires du Nord-Ouest)	2007-2010	1			$0,13 \pm 0,12$	18,8 ± 12,2	0,7	Emmerton et al., 2013
Cours d'eau de l'île Cornwallis (Nunavut)	1994-2006	7	8,2 ± 0,1	1,5 ± 1,1	0.07 ± 0.06	1,2 ± 1,1	5,8	Chételat, 2010; Loseto <i>et al.</i> , 2004; Semkin <i>et al.</i> , 2005
Cours d'eau de l'île d'Ellesmere (Nunavut)	2005	4			$0,04 \pm 0,03$	$1,1 \pm 0,7$	3,6	Lehnherr et al., 2012a
Rivière de l'île Devon (Nunavut)	2006	1	8,0	0,9	0,05	0,2	25	Chételat, 2010
Fleuve Churchill (Manitoba)	2003-2007	33		20,5	$0,18 \pm 0,09$	$2,0\pm0,8$	9	Kirk et St. Louis, 2009
Fleuve Nelson (Manitoba)	2003-2007	63		15,1	0.05 ± 0.03	0.9 ± 0.3	0,6	Kirk et St. Louis, 2009
Rivière Saskatchewan Nord (Alberta)		27			0.06 ± 0.05	1,54 ± 2,63	5,0	Kirk et St. Louis, 2009
Grandes rivières du Nunavik (Québec)	2005-2007	3				1,1 ± 0,1		Hare <i>et al.</i> , 2008
Point de déversement du lac Baker (Nunavut)	2005-2007	1				0,72		Hare <i>et al.</i> , 2008
Lacs								
Île Cornwallis (Nunavut)	2002-2007	18	8,1 ± 0,1	1,1 ± 0,6	0.04 ± 0.01	0.6 ± 0.3	6,7	Loseto <i>et al.</i> , 2004; Semkin <i>et al.</i> , 2005; Chételat <i>et al.</i> , 2008; Gantner <i>et al.</i> , 2010a et 2010
Île Devon (Nunavut)	2006	6	$8,3 \pm 0,3$	$2,0 \pm 1,6$	0.04 ± 0.02	$0,5 \pm 0,2$	8,0	Chételat et al., 2008
Île Somerset (Nunavut)	2005-2007	1	7,8	0,5	0,02	0,7	2,9	Chételat <i>et al.</i> , 2008; Gantner <i>et al.</i> , 2010a et 2010b
Île d'Ellesmere (Nunavut)	2003, 2005-2007	25	$8,2 \pm 0,4$	$2,8 \pm 2,7$	0.05 ± 0.03	$0,9 \pm 0,5$	5,6	St. Louis <i>et al.</i> , 2005; Gantner <i>et al.</i> , 2010a et 2010b; Lehnherr <i>et al.</i> , 2012a
Presqu'île Kent (Nunavut)	2005-2007	3		$4,6 \pm 2,1$		$0,5 \pm 0,1$		Gantner <i>et al.</i> , 2010a et 2010b
Île Victoria (Nunavut)	2005-2007	1		5,6		0,6		Gantner <i>et al.</i> , 2010a et 2010b
Vallée du Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest)	1998-2002	18	8,1 ± 0,4	11,5 ± 5,4	0.07 ± 0.04	$1,8 \pm 0,7$	3,9	Evans <i>et al.</i> , 2005
Delta du Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest)	2004, 2010	6			$0,10 \pm 0,05$	$2,3 \pm 0,6$	4,3	Graydon <i>et al.</i> , 2009; Emmerton <i>et al.</i> , 2013
Lac Kusawa (Yukon)	2008-2011	10	$7,4 \pm 0,1$	$1,2 \pm 0,5$	ND	0.6 ± 0.2		Environnement Canada, données non publiées
Lac Frozen Ocean (Nouvelle-Écosse)	2005	1	4,9	5,6		4,8		O'Driscoll <i>et al.</i> , 2005; Clayden <i>et al.</i> , données non publiées
Lac Pebbleloggitch (Nouvelle-Écosse)	2000, 2005 2010	2	4,4 ± 0,1 4,6 ± 0,1	7,08 ± 0,03 13,07 ± 4,09	0,09 ± 0,01 0,06 ± 0,01	4.2 ± 0.9 4.6 ± 0.3	2,1 1,3	O'Driscoll <i>et al.</i> , 2005; O'Driscoll, données non publiées; Clayden <i>et al.</i> , données non publiées

TABLEAU 6.1 Suite

Emplacement	Date N ^{bre} pH MOD Concentration non filtrée (mg/L ⁻¹) (mg/L ⁻¹) MeHg THg		′L-1)	% MeHg	Source			
Lacs					. J			
Lac Big Red (Nouvelle-Écosse)	2005	1	4,2	13,1	0,26	7,4	3,5	O'Driscoll et al., 2005
Est du lac Big Dam (Nouvelle-Écosse)	2005 2009	1 3	5,9 6,2 ± 0,1	2,9 4,45 ± 0,83	0.04 0.02 ± 0.20	2,8 1,5 ± 0,2	1,4 1,3	O'Driscoll <i>et al.</i> , 2005; Clayden <i>et al.</i> , données non publiées
Lac Peskawa (Nouvelle-Écosse)	2005	1	4,7	4,1	0,09	3,8	2,4	O'Driscoll et al.,2005
Ouest du lac Big Dam (Nouvelle-Écosse)	2000, 2005 2010	2 3	5,2 ± 0,1 5,1 ± 0,2	5,6 12,63 ± 5,43	0,1 ± 0,01 0,06 ± 0,05	4,0 ± 1,5 4,6 ± 1,5	2,5 1,3	O'Driscoll <i>et al.</i> , 2005; O'Driscoll, données non publiées; Clayden <i>et al.</i> , données non publiées
Lac Peskowesk (Nouvelle-Écosse)	2005 2010	1 3	4,8 5,0 ± 0,2	3,6 6,9 ± 1,1	0,11 0,02 ± 0,01	2,7 3,4 ± 0,5	4,1 0,5	O'Driscoll <i>et al.</i> , 2005; Clayden <i>et al.</i> , données non publiées
Lac North Cranberry (Nouvelle-Écosse)	2000, 2005 2010	2 3	5,1 ± 0,01 5,5 ± 0,1	2,9 ± 0,01 4,33 ± 0,24	0,11 ± 0,02 0,05 ± 0,02	1,51 ± 0,6 1,2 ± 0,3	7,3 4,2	O'Driscoll <i>et al.</i> , 2005; O'Driscoll, données non publiées; Clayden <i>et al.</i> , données non publiées
Lac Beaverskin (Nouvelle-Écosse)	2000, 2005 2010	2		2,2 ± 0,01 2,83 ± 0,34	0,05 ± 0,01 0,01 ± 0,005	1,1 ± 0,6 0,9 ± 0,2	4,5 1,1	O'Driscoll <i>et al.</i> , 2005; O'Driscoll, données non publiées; Clayden <i>et al.</i> , données non publiées
Lac Puzzle (Nouvelle-Écosse)	2005 2010	1 3*	5,3 5,7	2,9 3,90	$0,03 \\ 0,03 \pm 0,03$	0,9 1,1 ± 0,3	3,3 2,7	O'Driscoll <i>et al.</i> , 2005; Clayden <i>et al.</i> , données non publiées
Lac Grafton (Nouvelle-Écosse)	2005	1	5,9	4,1		4,3		O'Driscoll et al., 2005
Lac Kejimkujik (Nouvelle-Écosse)	2008-2011	8	$5,1 \pm 0,3$	$12,5 \pm 4,5$	$0,12 \pm 0,06$	6.8 ± 3.8	1,8	Environnement Canada, données non publiées
Nunavik (Québec)	2005-2007	2		$1,2\pm0,7$		$3,2\pm0,03$		Gantner <i>et al.</i> , 2010a et 2010b
Lac Édouard (Québec)	2009-2011	8	$6,2 \pm 0,1$	$6,2\pm0,9$	0.06 ± 0.04	$2,2\pm0,2$	2,7	Gantner <i>et al.</i> , 2010a et 2010b
Lac Ouescapis (Québec)	2010-2011	4	$7 \pm 0,1$	7 ± 0.3	ND	$2,4\pm0,4$		Gantner <i>et al.</i> , 2010a et 2010b
Lac Blanc (Québec)	2005		5,2	6,0	0,17	2,31	7,4	Chételat, et al., 2011
Lac de la Pyrole (Québec)	2005		5,7	7,1	0,57	3,25	17,5	Chételat, et al., 2011
Lac Marois (Québec)	2005		7,5	3,3	0,06	0,44	13,6	Chételat, et al., 2011
Lac Morency (Québec)	2005		7,4	3,5	0,04	0,63	6,3	Chételat, et al., 2011
Lac Parker (Québec)	2005		6,9	10,5	0,22	3,35	6,6	Chételat, et al., 2011
Lac du Pin Rouge (Québec)	2005		6,9	6,8	0,11	1,96	5,6	Chételat, et al., 2011
Lac Saint-Georges (Québec)			8,1	7,6	0,06	1,37	4,4	Chételat, et al., 2011
Lac Waterloo (Québec)	2005		7,5	8,0	0,09	1,63	5,5	Chételat, et al., 2011
Lac Harp (Ontario)	2008-2011	2	6,5 - 7	5,4 - 6,6	ND	0,73 - 1,43		Environnement Canada, données non publiées
Lac Mary (Ontario)	2008-2011	5	$6,8 \pm 0,2$	$5,5 \pm 0,4$	0.04 ± 0.01	$1,5 \pm 0,3$	2,7	Environnement Canada, données non publiées
Lac Opeongo (Ontario)	2010-2011	4	7 ± 0.04	$5,4 \pm 0,3$	ND	1,8 ± 1,1		Environnement Canada, données non publiées
Lac Peninsula (Ontario)	2008-2011	6	$7,1 \pm 0,2$	$11,1 \pm 7,4$	ND	0.7 ± 0.1		Environnement Canada, données non publiées
Lac Winnange (Ontario)	2009-2011	5	$7 \pm 0,1$	3.8 ± 0.7	ND	$0,59 \pm 0,1$		Environnement Canada, données non publiées
Lac 240, région des lacs expérimentaux (Ontario)	1990-1992	>20	6,9	580	$0,05 \pm 0,01$	$1,7 \pm 0.8$	2,8	St. Louis <i>et al.</i> , 1996
Lac 658, région des lacs expérimentaux (Ontario)	2001-2009	80			0,15 ± 0,076	1,86 ± 0,861		St. Louis <i>et al.</i> , 1996

TABLEAU 6.1 Suite

Emplacement	Date	N ^{bre}	рН	MOD (mg/L ⁻¹)	Concentratio (ng/ MeHq		% MeHg	Source
Lacs					mong	1119		
Lacs du sud de la Saskatchewan	2006-2007	8	9,0±0,4	30,5±12,5	0,61±0,64	4,42±7,21	19,9 ± 11,4	Hall, Baron et Somers, 2009
Lac Granite (Saskatchewan)	2010-2011	4	7,7±0,03	11,9 ± 1,1		0.8 ± 0.4		Environnement Canada, données non publiées
Lac Buffalo (Alberta)	2010-2011	4	$8,9 \pm 0,1$	$28,2 \pm 3,8$	ND	0.9 ± 0.1		Environnement Canada, données non publiées
Lac Deer (Colombie-Britannique)	2008-2011	2	7,3 - 7,4	2,2 - 2,2	ND	1,13 - 2,08		Environnement Canada, données non publiées
Lac Frederick (Colombie-Britannique)	2008-2011	8	7 ± 0.3	$2 \pm 0,3$	ND	$2,3 \pm 0,9$		Environnement Canada, données non publiées
Lac Salsbury (Colombie-Britannique)	2009-2011	7	$6,4 \pm 0,2$	$2,9 \pm 0,8$	ND	$2,4 \pm 0,4$		Environnement Canada, données non publiées
Lacs salés								
Lac Chaplin (Saskatchewan) (SO ₄ =45,3±7,4 g/L ⁻¹)	2006	3	9,3±0,2	194,9±21,0	1,67±0,96	6,14±4,92	35,9 ± 30,8	Hall <i>et al.</i> , 2009
Lac Little Manitou (Saskatchewan) (SO ₄ =31,2 g/L ⁻¹)	2006	1	8,6	196,0	0,140	9,74	1,4	Hall <i>et al.</i> , 2009
Lac Success (Saskatchewan) (SO ₄ =16,8±2,7 g/L ⁻¹)	2006-2007	3	9,2±0,1	75,2±30,1	0,06±0,03	0,52±0,45	7,5 ± 3,5	Hall <i>et al.</i> , 2009
Terres humides								
Île d'Ellesmere (Nunavut)	2002	2	7,2-7,5	$2,2 \pm 2,4$	<0,02 - 0,08	0.7 ± 0.1	2,9 - 11,4	Loseto et al., 2004
Île Cornwallis (Nunavut)	2002	4		1-4,5	$0,06 \pm 0,03$	$1,0 \pm 0,2$	6,0	Loseto et al., 2004
Île Devon (Nunavut)	2006	4	$7,0\pm0,2$	$22,4\pm8,2$		$4,4 \pm 1,3$		Oiffer et Sicilian, 2009
Lac 979 (Ontario) (terre humide riveraine)	1990-1992	>20			0,11 ± 0,05	3,01 ± 1,24	3,7	St. Louis <i>et al.</i> , 1996
Lac 632 (Ontario) (terre humide de bassin)	1990-1993	>30			$0,62 \pm 0,47$	4,22 ± 1,25	14,7	St. Louis <i>et al.</i> , 1996
Étangs des terres humides des Prairies (Saskatchewan)	2006-2011	36	8,1 ± 0,6	40,8 ± 21,7	1,09 ± 1,08	3,15 ± 1,53	32,5 ± 17,8	Hall <i>et al.</i> , 2009; Hall, données non publiées
Étangs de castors, Bouclier canadien (Québec)	2006	17	6,1	7,92	1,19 (0,10-4,53)	2,53 (0,92-6,55)	47	Roy et al., 2009
Étangs								
Île Cornwallis (Nunavut)	2006	1	8,5	0,9	0,3	0,4		Chételat et al., 2008
Île Devon (Nunavut)	2006	4	$8,3\pm0,2$	$4,6\pm2,0$	$0,08 \pm 0,05$	$1,0\pm0,4$	8,0	Chételat et al., 2008
Nord de l'île d'Ellesmere (Nunavut)	2003, 2005	21	$8,4 \pm 0,4$	18,7 ± 12,1	$0,53 \pm 0,68$	$2,2 \pm 2,0$	24,0	St. Louis <i>et al.</i> , 2005; Lehnherr <i>et al.</i> , 2012a

Notes : Les données correspondent aux concentrations moyennes (\pm 1 écart-type), Nbre = nombre de sites échantillonnés, MOD = matière organique dissoute, ND = non détecté.

(c.-à-d., inférieures à 5 ng/L⁻¹, en moyenne), mais elles peuvent être plus élevées dans les grands réseaux hydrographiques ayant de fortes charges sédimentaires, comme le fleuve Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest) et la rivière Peel (Yukon) [voir aussi le chapitre 5]. De même, les concentrations de méthylmercure sont généralement faibles dans ces écosystèmes d'eau douce non perturbés (c.-à-d., inférieures à 0,10 ng/L⁻¹, en moyenne). Néanmoins, les terres humides sont des sites connus de production microbienne de méthylmercure et ces terres ainsi que les lacs comportant un nombre important de terres humides dans leurs bassins versants peuvent présenter des concentrations de méthylmercure bien plus élevées (chapitre 5). Le pourcentage de mercure total sous forme de méthylmercure peut aussi servir de mesure générale de la production nette de méthylmercure dans les écosystèmes d'eau douce. Le pourcentage de méthylmercure dans les écosystèmes d'eau douce canadiens non perturbés est généralement inférieur à 5 %, mais il peut dépasser les 25 % dans les écosystèmes d'eau douce auxquels sont associées un nombre important de terres humides (tableau 6.1).

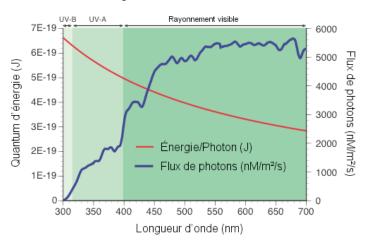
6.2 PHOTOCHIMIE DU MERCURE DANS LES ÉCOSYSTÈMES D'EAU DOUCE : RÉDUCTION, OXYDATION ET DÉMÉTHYLATION

Dans les milieux naturels, le mercure existe principalement dans l'un ou l'autre des états d'oxydation, soit sous forme de mercure élémentaire (Hg⁰) ou sous forme de mercure divalent inorganique (Hg²⁺). Les réactions d'oxydation-réduction (*c.-à-d.*, la redox) chimiques et biologiques sont responsables de l'interconversion entre le Hg⁰ et le Hg²⁺. La réduction du Hg²⁺ divalent inorganique (*c.-à-d.*, l'accumulation d'électrons) en Hg⁰ gazeux dans les écosystèmes aquatiques constitue une conversion d'importance : comme le Hg⁰ gazeux est volatil en raison de sa forte pression de vapeur (*p. ex.* coefficient de Henry entre 0,18 et 0,40 pour un intervalle de température d'environ 5 °C à 35 °C dans de l'eau Milli-Q; Andersson *et al.*, 2008) et de

sa faible solubilité aqueuse (56 µg/L-1 à 25 °C), il peut se libérer vers l'atmosphère depuis la surface des plans d'eau dans le cadre des échanges aireau. Le processus de réduction photochimique, qui sera examiné plus en détail dans la section 6.2.1 ci-dessous, diminue en réalité la quantité de Hg2+ disponible pour la méthylation et donc, la quantité de méthylmercure formé disponible pour la bioaccumulation dans les organismes. L'oxydation du Hg^o élémentaire (*c.-à-d.*, la perte d'électrons) pour former du Hg2+, que nous examinerons à la section 6.2.2, constitue également une conversion d'importance, mais pour des raisons diamétralement opposées. La réduction du Hg²⁺ divalent inorganique peut se faire par des voies biologiques ou photochimiques, mais dans la partie exposée à la lumière du soleil des écosystèmes d'eau douce, la chimie de la redox du mercure est principalement contrôlée par des processus photochimiques (Vost et al., 2012). En règle générale, la photoréduction l'emporte sur la photooxydation, de sorte que la transformation photochimique par redox du mercure a tendance à engendrer un effet net de diminution de la disponibilité du mercure pour la méthylation et d'augmentation de la probabilité de libération du mercure depuis la surface des eaux dans le cadre des échanges gazeux air-eau avec l'atmosphère. La photodéméthylation du méthylmercure, la troisième conversion photochimique d'importance à se produire dans les écosystèmes aquatiques, qui sera examinée à la section 6.2.3, engendre la décomposition du méthylmercure et une réduction de sa disponibilité pour la bioaccumulation.

Ces conversions photochimiques ont été révélées autant par des approches descriptives que par des approches expérimentales (p. ex., Amyot et al., 1997a; Amyot et al., 1997b). Les méthodes descriptives comprennent des mesures in situ des changements des espèces de mercure dans les eaux de surface des lacs au fil du temps (minutes, heures, jours et mois) et des mesures des changements du rayonnement solaire incident sur la surface des lacs. Les profils de profondeur des espèces de mercure et de l'atténuation de la lumière ont également été décrits, en périodes diurnes et nocturnes. Les approches expérimentales comportaient principalement des expériences d'incubation à l'intérieur des lacs au cours

A. Quantum d'énergie et flux solaire de surface au lac 239





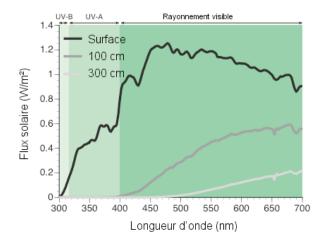


FIGURE 6.3 A. Quantum d'énergie et flux solaire de surface d'un lac oligotrophe typique (lac 239) dans la région des lacs expérimentaux, au nord-ouest de l'Ontario. B. Réduction du rayonnement solaire lié à la profondeur dans le lac 239. À noter que la plupart des rayons ultraviolets ne pénètrent pas à plus d'un mètre sous la surface en raison des concentrations relativement élevées de matière organique dissoute chromophore (W. F. Donahue, données non publiées).

desquelles un réactif (Hg²⁺, Hg⁰ ou méthylmercure) était ajouté à des échantillons d'eau dans des flacons transparents laissant passer le rayonnement solaire pour quantifier ses pertes au fil du temps en vue de calculer les taux de changement photochimique. Dans le cadre d'autres expériences, les changements des concentrations de Hg²⁺ et de Hg⁰ étaient surveillés sans l'ajout d'un réactif, dans l'intention de décrire les taux de changement photochimique plus naturels. De nombreuses variantes de cette conception de base, comme recouvrir les flacons de filtres contre les ultraviolets [UV] (ou d'aluminium pour obstruer complètement la lumière), ajouter des extraits de matière organique dissoute (MOD), des capteurs de radicaux libres et des ions majeurs tels des espèces de fer (Fe³⁺) et du chlorure (Cl⁻), ont aidé à améliorer notre compréhension et à expliquer les mécanismes des processus photochimiques inhérents aux transformations du mercure par la redox (Vost et al., 2012).

6.2.1 Photoréduction du mercure inorganique (Hg²⁺) dans les écosystèmes d'eau douce

On observe communément dans les eaux de surface une relation directe entre le rayonnement solaire et la réduction du Hg²⁺ en Hg⁰ gazeux (Amyot *et al.*, 2001;

Garcia et al., 2005a), ce qui donne à penser que la « photoréduction » constituerait le plus important processus de réduction à proximité de l'interface air-eau des lacs. On a démontré que le taux de photoréduction du Hg²⁺ suit une pseudo-cinétique de premier ordre dans les eaux de surface (Xiao et al., Stromberg et Lindqvist, 1995; O'Driscoll et al., 2006a). Les taux de photoréduction obtenus dans les systèmes aquatiques canadiens sont compilés au tableau 6.2. Le rayonnement ultraviolet, dont le contenu d'énergie par photon est plus élevé (figure 6.3A), est le principal moteur de la photoréduction du Hg2+, bien que le rayonnement visible puisse aussi v participer (Amyot et al., 1997a, b; Garcia et al., 2005a). Comme la photoréduction est principalement engendrée par le rayonnement solaire, les concentrations de Hg⁰ gazeux dans les eaux de surface suivent normalement un cycle diurne, les concentrations les plus élevées survenant vers le milieu de la journée, au moment où le rayonnement solaire atteint son intensité maximale (O'Driscoll et al., 2003; Garcia et al., 2005a). D'ailleurs, les concentrations de Hg^o sont généralement plus élevées à proximité de l'interface air-eau et elles diminuent à mesure que la profondeur augmente en raison de l'atténuation concomitante de la lumière avec la profondeur (figure 6.3B). À l'occasion, la réduction du Hg²⁺ peut survenir au moyen de processus (photo) biologiques auxquels participent des algues mixotrophes [algues qui combinent la

photosynthèse et l'hétérotrophie pour satisfaire leurs besoins nutritionnels (Poulain et al., 2004). Dans de tels cas, on peut observer des sommets de concentrations de Hg⁰ dans les eaux de subsurface. aux profondeurs où se trouvent ces algues. On a aussi observé des sommets de Hg⁰ sous la surface dans le lac Ontario, à des profondeurs supérieures à 50 m. bien au-dessous de la thermocline (Siciliano et al., 2003). Siciliano et ses collègues ont constaté qu'une partie de la production de Hg⁰ photobiologique dissous est attribuable à du peroxyde d'hydrogène produit par l'action de la lumière, qui régit l'activité de l'oxydase sur le mercure, contribuant ainsi aux tendances diurnes du Hg^o observées en eau douce (Siciliano et al., 2002). On a aussi signalé une réduction du Hg²⁺ dans l'obscurité stimulée par des substances humiques réduites dans les milieux anoxiques [p. ex.. près de l'interface sédiment-eaul (Gu et al., 2010). Il est généralement reconnu que dans les eaux de surface (c.-à-d. en zone photique), la photoréduction l'emporte sur la réduction biologique; par contre, dans les eaux profondes. là où la lumière ne pénètre pas (c.-à-d. en zone aphotique), la réduction biologique constitue le principal mécanisme de réduction du Hg²⁺.

Outre l'intensité et la qualité du rayonnement solaire. la nature et la quantité de la matière organique dissoute dans l'eau constituent aussi des facteurs clés de la photoréduction. La matière organique dissoute absorbe le ravonnement solaire dans l'eau. ce qui entraîne une atténuation de la lumière liée à la profondeur (figure 6.3B) et limite la profondeur à laquelle le processus de photoréduction peut avoir lieu efficacement. De plus, la matière organique dissoute peut jouer un rôle direct ou indirect dans les photoréactions du mercure. On n'a toujours pas déterminé si le mécanisme par lequel la matière organique dissoute influe sur les photoprocessus est de nature intramoléculaire (c.-à.d. par liaison de la matière organique dissoute au Hg²⁺), intermoléculaire, ou les deux à la fois (Vost et al., 2012). La photolyse coïncidente de la matière organique dissoute pourrait fournir des espèces organiques hautement réactives ou de l'oxygène (des « radicaux libres ») qui peuvent réagir avec le Hg²⁺ divalent inorganique, ce qui augmenterait les taux de photoréduction par une réaction intermoléculaire indirecte secondaire. Par ailleurs, la matière organique dissoute peut aussi complexer le Hg2+ divalent inorganique, un

TABLEAU 6.2 Exemples de taux de photoréduction mesurés dans des écosystèmes d'eau douce canadiens

Emplacement	N ^{bre} de sites	рН	MOD (mg/L ⁻¹)	Concentration de MGD (fM)	Taux de production de MGD (fM/h ⁻¹)	Constante du taux de photoréduction ^{1,2} (h ⁻¹)	Source
Lacs							
Île Cornwallis (Nunavutt)	5						Amyot <i>et al.</i> , 1997c
Lac Amituk		8,2	1,6	158 ± 15	0	-	
Lac Amituk		8,2	1,6	203 ± 21	0	-	
Lac Merretta		8,0	2,3	303 ± 6	16	-	
Lac North		8,3	1,1	290 ± 28	17	-	
Lac North		8,3	1,1	617 ± 37	24	-	
Lacs d'Ontario (Ontario)	4						Amyot <i>et al.</i> , 1997b
Lac Ranger		6,1	5,0	192 ± 1	46 ± 1	-	
Lac Fawn		5,7	5,6	45 ± 3	11 ± 2	-	
Lac Plastic		5,7	2,2	209 ± 19	85 ± 8	-	
Lac Érié		8,3	2,6	159 ± 11	0 ± 3	-	

TABLEAU 6.2 Suite

Emplacement	N ^{bre} de sites	рН	MOD (mg/L ⁻¹)	Concentration de MGD (fM)	Taux de production de MGD (fM/h ⁻¹)	Constante du taux de photoréduction ^{1,2} (h ⁻¹)	Source
Lacs							
Ouest du lac Big Dam (Nouvelle- Écosse)	2	5,1	8,9	-	-	B : 0,00163- 0,00219 N : 0,453-0,505	Vost, 2012
Est du lac Big Dam (Nouvelle- Écosse)	2	6,4	3,3	-	-	B:0,00327- 0,00394 N:0,045-0,73	
Lac North Cranberry (Nouvelle-Écosse)	1	5,1	4,9	-	-	B: 0,00246 N: 4,56	
Lac Grafton (Nouvelle-Écosse)	1	6,4	5,6	-	-	B : 0,00181 N : 1,04	
Lac Puzzle (Nouvelle-Écosse)	1	5,4	5,4	-	-	B:0,00313 N:1,51	
Lac Big Red (Nouvelle-Écosse)	1	4,6	14,7	-	-	B:0,00181 N:0,0000128	
Lac Mountain (Nouvelle-Écosse)	1	5,2	5,3	-	-	B:0,00342 N:83	
Lac Beaverskin (Nouvelle-Écosse)	1	5,5	1,5	-	-	B: 0,815 N: 0,181	
Lac Peskowesk (Nouvelle-Écosse)	1	4,8	2,3	-	-	B: 0,307 N: 0,643	
Lac Pebbleloggitch (Nouvelle-Écosse)	1	4,5	10,2	-	-	B: 0,0816 N: 0,436	
Baie Williams (Ontario)	1	7,8	4,7	-	-	UVA: 0,20 UVB: 0,23	0'Driscoll <i>et</i> <i>al.</i> , 2006 <i>a</i>
Baie de Sharpes (Ontario)	1	7,7	5,6	-	-	UVA : 0,21 UVB : 0,31	0'Driscoll <i>et</i> <i>al.</i> , 2006 <i>a</i>
Baie Brooks (Ontario)	1	7,7	8,1	-	-	UVA: 0,19 UVB: 0,24	0'Driscoll <i>et</i> <i>al.</i> , 2006 <i>a</i>
Lac Anstruther (Ontario)	1	7,1	4,3	-	-	UVA : 0,27 UVB : 0,25	0'Driscoll <i>et</i> <i>al.</i> , 2006 <i>a</i>
Lac North (Ontario)	1	7,7	n, d,	-	-	UVA: 0,76 UVB: 0,92	0'Driscoll <i>et</i> <i>al.</i> , 2006 <i>a</i>
Lac 239, région des lacs expérimentaux (Ontario)	4	6,6	6,6	249	199,4	-	Amyot <i>et al.</i> , 2004
Lacs du Bouclier canadien (Québec)	4	6,9 - 7,6	4,3 - 8,9	528 – 1570	69 - 159	-	Garcia et al., 2005a
Lac 658, région des lacs expérimentaux (Ontario)	1	6,65	9,0	400 - 1200	110 - 281		Poulain <i>et al.</i> , 2004

TABLEAU 6.2 Suite

Emplacement	N ^{bre} de sites	рН	MOD (mg/L ⁻¹)	Concentration de MGD (fM)	Taux de production de MGD (fM/h ⁻¹)	Constante du taux de photoréduction ^{1,2} (h ⁻¹)	Source
Lacs							
Lacs du centre du Québec (Québec)	4	5,7 - 6,4	3,2 - 13,7	<500	de 0,03 à 0,15 fM/kJ ⁻¹ / m ²		O'Driscoll <i>et</i> al., 2004
Baie Whitefish, lac Supérieur	1	8,0	2,4	144 ± 60	26 - 47		Zhang et Lindberg, 2001
Cours d'eau							
Fleuve Saint-Laurent (Québec)	8			15,4 x 10 ⁴		2,2 ± 0,2 (UV et vis.)	Amyot <i>et al.</i> , 2000
Fleuve Saint-Laurent (Québec)	6						Garcia <i>et al.</i> , 2006
Lac Saint-Pierre				154	42 - 78		
Rivières Yamaska et Saint-François				219 - 24	26, 48		
Rivière des Outaouais (Ontario)	1	7,5	7,3			UVA : 0,24 UVB : 0,38-0,64	0'Driscoll <i>et</i> <i>al.</i> , 2006 <i>a</i>
Fleuve Saint-Laurent (Ontario)	1	7,9	1,4			UVA : 1,1 UVB : 1,6	O'Driscoll <i>et</i> al., 2006a
Rivière Raison (Ontario)	1	7,7	30,4			UVA : 1,1 UVB : 0,55	0'Driscoll <i>et</i> <i>al.</i> , 2006 <i>a</i>
Terres humides							
Île Cornwallis (Nunavut)	1	8,2	1,8	238	28		Amyot <i>et al.</i> , 1997c
Baie Saint-François (Québec)	3			334 ± 50	19 - 41		Garcia <i>et al.</i> , 2006
Environs du lac 658, Région des lacs expérimentaux (Ontario)	1	6,65	20		89 - 101		Poulain <i>et al.</i> , 2004
Mares de l'Arctique							
Eau douce (cond = 0,3 mS/ cm ⁻¹)	1	8,03				1,2 (UV et vis.)	Poulain <i>et al.</i> , 2007
Eau salée (cond = 5 mS/cm ⁻¹)	1	8,05				0,4 (UV et vis.)	Poulain <i>et al.</i> , 2007

¹ B (BRUT) = constante du taux de photoréduction brut mesuré en l'absence d'oxydation du Hg0; N (NET) = constante du taux de photoréduction net, *c.-à-d.*, les résultats nets de l'occurrence simultanée de la réduction du Hg2+ et de l'oxydation du Hg0.

² UVA = constante du taux mesuré dans les échantillons exposés au rayonnement ultraviolet A; UVB = constante du taux mesurée dans les échantillons exposés au rayonnement ultraviolet B; MOD = matière organique dissoute; MGD = mercure gazeux dissous; cond. = conductivité; UV = rayonnement ultraviolet; vis. = rayonnement visible.

mécanisme direct qui pourrait soit augmenter. soit diminuer la disponibilité du Hq²⁺ pour les photoréactions intramoléculaires (Vost et al., 2012). Par exemple, une réaction intramoléculaire au cours de laquelle la matière organique dissoute absorberait les photons, ce qui entraînerait la réduction du Hg2+ lié à la matière organique dissoute, se traduirait par une disponibilité accrue du mercure réductible en lien avec une augmentation des concentrations de matière organique dissoute. Néanmoins, des résultats contradictoires sont observés en ce qui concerne l'importance de la matière organique dissoute dans les processus de photoréduction. On a posé l'hypothèse qu'à faibles concentrations, la matière organique dissoute favoriserait la photoréduction du Hg²⁺ divalent inorganique en Hg⁰ gazeux et gu'au-delà d'un certain seuil, des concentrations plus élevées de matière organique dissoute ralentirait le processus. soit par la liaison (Gu et al., 2011), soit par l'absorption du rayonnement solaire et la diminution du flux de photons dans les eaux du lac. D'autres recherches demeurent nécessaires pour clarifier ces mécanismes (Vost et al., 2012). Bien qu'il soit difficile de comparer les taux de Hg²⁺ mesurés dans les diverses études en raison de différences dans les méthodes, il est intéressant de noter que dans certaines études (p. ex., Vost et al., 2012 et 0'Driscoll et al., 2006a), les constantes de taux de photoréduction les plus élevées ont été observées dans les eaux de surface présentant les concentrations de matière organique dissoute les plus faibles (tableau 6.2).

La qualité de la matière organique dissoute constitue aussi un facteur important des processus photochimiques. Par exemple, la matière organique dissoute, ainsi que beaucoup de groupes colorés (ou chromophores) dont une large part correspond généralement à des substances humiques dissoutes (Del Vecchio et Blough, 2004), peut interagir fortement avec le rayonnement solaire, en particulier avec le rayonnement ultraviolet A. En fait, Garcia et ses collègues (2005a) ont démontré que le rayonnement ultraviolet B à plus forte énergie est responsable de taux de production de Hg^o gazeux plus élevés que le rayonnement ultraviolet A dans les lacs oligotrophes limpides et pauvres en nutriments, tandis que dans les lacs plus sombres et riches en matières humiques, le rayonnement ultraviolet A entraîne une plus grande

production de Hg⁰. Plusieurs études attirent l'attention sur les groupes fonctionnels carboxyliques comme structures fondamentales dans la matière organique dissoute qui participe à la photoréduction du Hg²⁺ divalent inorganique en Hg⁰ gazeux (Si et Ariya, 2008; 0'Driscoll *et al.*, 2006*b*), et dans le cadre d'essais en laboratoire, Si et Ariya (2011) ont noté l'importance des alcanethiols et de leur complexation au Hg²⁺ dans les processus de photoréduction. En outre, on a observé un effet du pH selon lequel les protons (H⁺) font concurrence au Hg²⁺ pour les sites de liaison sur la matière organique dissoute (voir ci-dessous), de sorte que le mercure est plus facilement disponible pour la photoréduction en situation de faible pH.

Enfin, on a aussi montré que la présence de certains ions joue un rôle majeur en participant à la photoréduction du Hg2+. Par exemple, Zhang et Lindberg (2001) ont constaté que dans le lac Supérieur, du Fe³⁺ avait grandement augmenté les taux de photoréduction, possiblement parce que la photolyse du Fe³⁺ mène à la production de radicaux libres hautement réactifs qui peuvent réduire le Hg²⁺. La participation du Fe³⁺ dans les processus de photoréduction du Hg2+ est confirmée par de nombreuses études en laboratoire (p. ex., Lin et Pehkonen, 1997; Deng, Fu et Deng, 2009). D'autre part. Si et Ariva (2008) ont constaté que le Cl- ralenti considérablement la production de Hg⁰. tout en favorisant la réaction inverse d'oxydation du Hg^o (Amyot et al., 1997b). Ces constatations sont confirmées par l'observation selon laquelle la constante de taux de photoréduction est inférieure dans les étangs à haute teneur en Clcomparativement aux étangs à faible teneur en Cl-(tableau 6.2, Poulain et al., 2007).

6.2.2 Photooxydation du mercure élémentaire (Hg⁰) dans les écosystèmes d'eau douce

La photoréduction du Hg²⁺ divalent inorganique en Hg⁰ gazeux entraîne une perte de mercure en provenance des écosystèmes aquatiques en raison de la libération du Hg⁰ vers l'atmosphère. Cependant, avant sa libération, le Hg⁰ peut être reconverti par photooxydation en Hg²⁺ (Garcia *et al.*, 2005a), lequel sera ensuite disponible pour la production de méthylmercure. Contrairement à la photoréduction du Hg²⁺, le processus de photooxydation du Hg⁰ est mal compris. Très peu d'études examinent le processus de photooxydation et bien des lacunes de connaissance restent à combler dans ce domaine. Par exemple, l'oxydation du Hg⁰ peut également survenir dans l'obscurité (Garcia *et al.*, 2005a) ou être provoquée par l'intervention de microbes (Siciliano *et al.*, 2002); néanmoins, l'importance relative de la photooxydation par rapport à l'oxydation dans l'obscurité ou à l'oxydation biologique demeure inconnue. Une part importante de nos connaissances à ce sujet provient des études réalisées par Lalonde *et al.* (2001, 2004)

dans les eaux saumâtres peu profondes de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, au Québec. On a observé à cet endroit que les taux de photooxydation dans la colonne d'eau dépassent les taux de libération du Hg⁰ vers l'atmosphère pendant les jours d'été (des exemples de taux de photooxydation dans les systèmes canadiens sont présentés au tableau 6.3). Le spectre visible joue un rôle, mais Lalonde et ses collègues (2004) ont démontré que le rayonnement ultraviolet A pourrait bien être le plus important facteur de photooxydation. Le doublement du rayonnement ultraviolet n'augmente pas les taux de photooxydation, ce qui laisse supposer qu'un autre facteur limite les taux. Par exemple, les radicaux hydroxyles (•OH), des

TABLEAU 6.3 Exemples de taux de photooxydation mesurés dans des écosystèmes d'eau douce canadiens

Emplacement	N ^{bre}	рН	MOD (mg/L ⁻¹)	Concentration de MGD (fmol)	Constante du taux d'oxydation¹ (h-¹)	Source
Lacs						
Lacs du Bouclier canadien (Québec)	1		3,5	357,9		Garcia <i>et</i> <i>al</i> ., 2005a
Ouest du lac Big Dam (Nouvelle-Écosse)	2	5,1	8,9		B: 0,00142-0,00198	Vost, 2012
Est du lac Big Dam (Nouvelle-Écosse)	2	6,4	3,3		B: 0,00164-0,00342	Vost, 2012
Lac North Cranberry (Nouvelle-Écosse)	1	5,1	4,9		B: 0,00217	Vost, 2012
Lac Grafton (Nouvelle-Écosse)	1	6,4	5,6		B: 0,00161	Vost, 2012
Lac Puzzle (Nouvelle-Écosse)	1	5,4	5,4		B: 0,00282	Vost, 2012
Lac Big Red (Nouvelle-Écosse)	1	4,6	14,7		B: 0,00167	Vost, 2012
Lac Mountain (Nouvelle-Écosse)	1	5,2	5,3		B: 0,00304	Vost, 2012
Lac Beaverskin (Nouvelle-Écosse)	1	5,5	1,5		B: 0,00000476	Vost, 2012
Lac Peskowesk (Nouvelle-Écosse)	1	4,8	2,3		B: 0,00000534	Vost, 2012
Lac Pebbleloggitch (Nouvelle-Écosse)	1	4,5	10,2		B: 0,0958	Vost, 2012
Cours d'eau						
Fleuve Saint-Laurent	3					Lalonde
Rivière du Cap rouge			4,0-4,3	7.3×10^5	0,23 (UV and Vis)	<i>et al</i> ., 2001
Rivière des Escoumins			3,5	8.0×10^{5}	0,26 (UV and Vis)	2001
Rivière du Gouffre			3,8-4,0	8.5×10^{5}	0,26 (UV and Vis)	
Baie-Saint-Paul		7,8	4–6	2.0×10^{5} -2.0×10^{6}	0,67 (UV and Vis)	Lalonde et al., 2004

¹ BRUT (B) = constante de taux d'oxydation brut mesuré en l'absence de réduction du Hg2+; MOD = matière organique dissoute; MGD = mercure gazeux dissous; UV = rayonnement ultraviolet; vis. = rayonnement visible.

oxydants photochimiques intermédiaires, pourraient jouer un rôle important dans le cadre du processus. tandis que les radicaux anion superoxyde (•0,-1), un autre intermédiaire photochimique, ne modifie pas les taux de manière significative (Lalonde et al., 2004). Siciliano et ses collègues ont constaté que la photoproduction du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) pourrait aussi participer à la régulation de l'oxydation du Hg⁰ en Hg²⁺ dans les écosystèmes d'eau douce (Siciliano et al., 2002). Lalonde et al. (2001) avait laissé entendre antérieurement que le Cl⁻ jouerait un rôle dans la stabilisation du mercure dans son état oxydé, autorisant le transfert d'un électron à un accepteur telle la semiguinone (un radical organique). Ces résultats ont été confirmés ultérieurement par Garcia et al. (2005b) et par Si et Ariya (2008), qui ont démontré que la réoxydation du Hg^o élémentaire en Hg2+ divalent était induite par la présence de Cl- et d'O₂. Ce mécanisme expliquerait en partie pourquoi la constante de taux de photoréduction nette de Hg2+ mesurée dans des étangs saumâtres était inférieure à celles des étangs d'eau douce (tableau 6.2, Poulain et al., 2007) et pourquoi les taux de photooxydation augmentent en aval dans le fleuve Saint-Laurent, à mesure que les concentrations de Cl⁻ augmentent (Lalonde et al., 2004). Ce processus de réoxydation serait donc probablement important dans les écosystèmes d'eau douce canadiens qui reçoivent un dépôt atmosphérique d'embruns marins. Toutefois, dans la plupart des lacs et des rivières du Canada étudiés à ce jour, il est évident que la réduction l'emporte sur l'oxydation, comme le démontrent les taux de production de mercure gazeux dissous constamment supérieurs à zéro (tableau 6.2). Par ailleurs, le taux de conversion photochimique du mercure est le produit de la constante de taux approprié et de la concentration du substrat (Hg²⁺ ou Hg⁰). Même si les constantes de taux de photoréduction du Hg²⁺ et de photooxydation du Hg⁰ sont semblables (tableaux 6.2 et 6.3), en particulier quand on compare des études utilisant des méthodes semblables, étant donné que les concentrations de Hg²⁺ sont généralement supérieures à celles de Hg⁰ dans les eaux douces superficielles, la photoréduction devrait se produire à un taux plus rapide que la photooxydation dans la plupart des systèmes.

6.2.3 Photodéméthylation du méthylmercure dans les écosystèmes d'eau douce

La photodéméthylation est le processus par lequel le méthylmercure est dégradé par photolyse sous l'effet du rayonnement solaire (Sellers et al., 1996), ce qui entraîne sa conversion en Hg⁰ gazeux et en Hg²⁺ divalent inorganique (Chen et al., 2003). D'autres études sur le terrain sont nécessaires pour déterminer les quantités relatives de Hq⁰ et de Hq²⁺ produites par la photodéméthylation dans les eaux naturelles. Ces renseignements sont essentiels pour que les chercheurs comprennent et prévoient le devenir ultime du mercure produit par photodéméthylation. Par exemple, si le Hg^o constitue le principal produit de la photodéméthylation, alors le Hg⁰ produit pourrait être retiré des écosystèmes aquatiques et transféré à l'atmosphère dans le cadre d'échanges gazeux air-eau. Au contraire, si le Hg²⁺ constitue le principal produit de la photodéméthylation, le mercure aura un temps de séjour plus long dans les écosystèmes aquatiques parce que le Hg2+ n'est pas volatil. Par conséquent, le Hg2+ pourrait plutôt être méthylé de nouveau en méthylmercure (voir la section 6.3), lequel serait ensuite disponible pour la bioamplification dans les réseaux trophiques.

Les taux de photodéméthylation ont généralement été quantifiés de manière expérimentale en prélevant des échantillons d'eau dans des récipients transparents aux rayons ultraviolets (p. ex., bouteilles en Teflon et sacs) contenant une petite quantité connue de méthylmercure, en les exposant à une source de rayonnement, puis en mesurant la perte de méthylmercure au fil du temps. Grâce à ces expériences, on a déterminé que les taux de photodéméthylation présentent une dépendance de premier ordre aux concentrations de méthylmercure, c'est-à-dire que des concentrations de méthylmercure plus élevées donnent lieu à des taux de photodéméthylation plus rapides (Lehnherr et St. Louis, 2009).

On a aussi démontré que la photodéméthylation est fortement dépendante de l'intensité et de la qualité de l'exposition aux rayonnements, semblable à cet égard aux processus de photoréduction du Hg²⁺ et de photooxydation du Hg⁰. Des sources de lumière plus artificielles (p. ex., une lampe au mercure avec une bande d'émissions de 254 nm) et des simulateurs de lumière naturelle (p. ex., une lampe au xénon munie d'un filtre pour bloquer les longueurs d'onde de moins de 290 nm) ont été utilisés pour réaliser des essais en laboratoire afin de démontrer que la dégradation du méthylmercure survient principalement par l'action du rayonnement ultraviolet (Inoka, 1981, Suda et al., 1993, Gårdfeldt et al., 2001, Chen et al., 2003). Par contre, très peu de rayons ultraviolets inférieurs à 290 nm atteignent la surface de la Terre (figure 6.3A). De plus, comme il a déjà été décrit ci-dessus, la matière organique dissoute ioue un rôle important dans la régulation de l'atténuation de la lumière et du flux de photons dans les eaux naturelles. Par conséquent, les expériences sur le terrain réalisées dans des conditions de rayonnement naturel se sont avérées particulièrement importantes pour améliorer notre compréhension du processus de photodéméthylation. Par exemple, les taux de photodéméthylation in situ mesurés à diverses profondeurs dans la colonne d'eau sont habituellement corrélés avec les flux de photons à ces mêmes profondeurs; néanmoins, les taux sont parfois corrélés avec la lumière visible [de 400 à 700 nm] (Sellers et al., 1996, Hammerschmidt et Fitzgerald, 2006), et parfois avec le rayonnement ultraviolet A [de 320 à 400 nm] (Lehnherr et al., 2012). Par ailleurs, les échantillons d'eau de surface incubés en l'absence de ravonnement solaire n'ont connu aucune perte de méthylmercure, ce qui confirme que dans les eaux de surface des lacs, la déméthylation du méthylmercure est entièrement induite par la lumière (Sellers et al., 1996; Sellers et al., 2001; Lehnherr et St. Louis, 2009, Hammerschmidt et Fitzgerald, 2006: Hammerschmidt et Fitzgerald, 2010).

Lehnherr et St. Louis (2009) ont étudié l'effet de la qualité du rayonnement sur la photodéméthylation à l'aide de filtres spécifiques pour les rayons ultraviolets afin de manipuler à titre expérimental les longueurs d'onde de la lumière à laquelle les échantillons étaient exposés durant les incubations dans un lac boréal. Évidemment, les échantillons exposés à toutes les longueurs d'onde, soit le rayonnement ultraviolet B (de 280 à 320 nm), le rayonnement ultraviolet

A et le rayonnement visible, présentaient les plus hauts taux de photodéméthylation. Néanmoins, le rayonnement ultraviolet B n'est pas un facteur important de la photodéméthylation, parce qu'il est rapidement atténué en augmentant la profondeur dans la colonne d'eau de plusieurs lacs boréaux (figure 6.3B). En outre, les taux de photodéméthylation du méthylmercure sont d'un ordre de grandeur inférieur en l'absence de tout ravonnement ultraviolet. En utilisant un modèle englobant les longueurs d'onde propres aux constantes de taux de photodéméthylation ($c.-\dot{a}-d., k_{nd}$ -UVB, k_{nd} -UVA, $k_{\rm nd}$ -Visible) et des coefficients d'atténuation du rayonnement ultraviolet et de la lumière visible pour calculer les flux de lacs entiers, on a démontré que le ravonnement ultraviolet (principalement les ravons ultraviolets A) était responsable de 58 % et 79 % de la photodéméthylation du méthylmercure dans les eaux de lacs limpides et colorées, respectivement, et qu'il constitue donc un facteur plus important que la lumière visible (Lehnherr et St. Louis, 2009). La différence entre les lacs limpides et colorés réside dans le fait que la lumière visible pénètre plus profondément dans la colonne d'eau des lacs aux eaux limpides et que, par conséquent, elle est responsable d'une plus grande proportion de la photodéméthylation du méthylmercure par rapport à la totalité du lac que dans le cas des lacs aux eaux colorées. D'autres expériences réalisées dans un lac d'Alaska ont confirmé que la photodéméthylation est induite par une combinaison de rayons ultraviolets et visibles, et que les longueurs d'onde s'échelonnant entre 320 et 480 nm (rayonnement ultraviolet A et quasi visible) jouent un rôle important (Hammerschmidt et Fitzgerald, 2010).

On a constaté que les taux de photodéméthylation (tableau 6.4) sont semblables dans des eaux filtrées et non filtrées prélevées dans un même lac (Sellers *et al.*, 1996, Hammerschmidt et Fitzgerald, 2006, Lehnherr et St. Louis, 2009), ce qui donne à penser que la matière particulaire en suspension ne joue pas un rôle important dans ce processus au-delà de l'atténuation et de la dispersion du rayonnement solaire. Cependant, comme dans le cas de la photoréduction du Hg²⁺ et de la photooxydation du Hg⁰, la matière organique dissoute et les ions jouent un rôle dans la photodéméthylation du

méthylmercure. Comme il a été mentionné cidessus, la matière organique dissoute absorbe de préférence le rayonnement ultraviolet et constitue donc un important facteur contrôlant la profondeur à laquelle le rayonnement ultraviolet pénètre dans les lacs. Le Fe³⁺ semble stimuler la photodéméthylation du méthylmercure dans les eaux des lacs par des processus de photo-Fenton (Hammerschmidt et Fitzgerald, 2010). La réaction de Photo-Fenton, ou photoréduction du Fe³⁺, entraîne la production de •OH (radicaux hydroxyles), qui peuvent ensuite, à leur tour, dégrader le méthylmercure (Chen et al., 2003). Dans le cadre d'essais en laboratoire, on a constaté que les •OH générés par la photolyse du nitrate (NO₂-) dégradent aussi le méthylmercure (Gårdfeldt et al., 2001: Chen et al., 2003), Néanmoins. les concentrations in situ de •OH de la majorité des écosystèmes aquatiques d'eau douce sont trop faibles pour expliquer les taux de photodéméthylation observés, et l'oxygène singulet (une forme réactive d'oxygène dissous générée par l'exposition aux rayonnements de la matière organique dissoute), qui peut aussi dégrader le méthylmercure (Suda et al., 1993), est vraisemblablement plus important que les •OH dans le déclenchement du processus de photodéméthylation dans la plupart des systèmes (Zhang et Hsu-Kim 2010).

Enfin, Black et ses collègues ont observé une baisse de 21 % de la constante de taux de photodéméthylation (k_{nd}) par rapport à une augmentation de la salinité de 5 à 25 USP [unité de salinité pratique] (Black et al. 2012), ce qui concorde avec l'observation selon laquelle les taux de photodéméthylation dans l'Arctique sont plus faibles dans les eaux marines (Lehnherr et al., 2011) que dans les étangs d'eau douce (Lehnherr et al., 2012) [tableau 6.4]. Zhang et Hsu-Kim (2010) ont attribué la diminution des taux de photodéméthylation observés à des concentrations de Cl- supérieures en raison d'une modification de la principale liaison des ligands au méthylmercure qui engendre la formation d'un complexe de chlorure de méthylmercure moins vulnérable à la photodégradation. Néanmoins, on a laissé entendre que dans des eaux naturelles, la matière organique dissoute l'emporterait sans doute sur la complexation du méthylmercure, même en situation de faibles concentrations de matière

organique dissoute et de salinité élevée (Black, Poulin et Flegal, 2012).

6.2.4 Processus photochimiques du mercure dans divers types d'écosystèmes aquatiques

Il ressort de l'analyse ci-dessus sur la photoréduction du Hg2+, la photooxydation du Hg0 et la photodéméthylation du méthylmercure que des facteurs communs influencent ces trois processus. soit 1) l'intensité, l'atténuation et la qualité de la lumière; 2) la quantité et la qualité de la matière organique dissoute et 3) les concentrations d'ions tels le Cl⁻ et le Fe³⁺. Par conséguent, il est possible de faire quelques inférences sur l'importance des divers processus photochimiques dans divers types d'écosystèmes aquatiques en s'appuyant sur la façon dont les caractéristiques générales de ces systèmes influencent ces trois facteurs déterminants. Étant donné que la lumière est atténuée par la profondeur dans un plan d'eau (figure6.3B), le flux de photons moyen (la quantité de lumière) qui interagit avec les espèces de mercure dans un plan d'eau est fonction de la profondeur de ce plan d'eau et de la transparence de ses eaux à la lumière. Il ressort également de l'analyse ci-dessus que les espèces de mercure sont plus réactives au rayonnement ultraviolet qu'à la lumière visible, car les photons dans la plage des rayons ultraviolets ont plus d'énergie que ceux de la plage visible (figure 6.3A) et. par conséquent, sont plus à même d'amorcer le transfert d'électrons et de briser les liaisons chimiques, telle la liaison carbone-mercure dans le méthylmercure. Néanmoins, le rayonnement ultraviolet est atténué plus rapidement par la profondeur que la lumière visible (figure 6.3B) à cause de son absorption rapide par la matière organique dissoute, soulignant une fois encore à quel point la profondeur d'un plan d'eau peut influer sur les taux de transformation photochimique du mercure. La matière organique dissoute joue donc un rôle important dans la photochimie du mercure, en contrôlant la rapidité à laquelle la lumière est atténuée par la profondeur ainsi que les longueurs d'onde qui sont atténuées le plus efficacement. On peut conclure de ces observations que les processus photochimiques pourraient jouer

TABLE 6.4 Exemples de taux de photodéméthylation mesurés dans des écosystèmes d'eau douce canadiens

Emplacement	Nombre	рН	MOD (mor/L-1)		du taux de uction (k_{pd})	Source	
	de sites		(mg/L ⁻¹)	(d ⁻¹)	(m^2/E^{-1})		
Lacs							
Région des lacs expérimentaux (Ontario)	2						
Lac 240		6,5-7,3	6,6-7,7	0,09-0,27	\$.0.	Sellers et al., 2001	
Lac 979		6,0	10,8	0,17	¹ 3,69 x 10 ⁻³ ² 4,41 x 10 ⁻³	Lehnherr et St. Louis, 2009	
Terres humides ou éta	ngs d'eau do	ouce					
Île d'Ellesmere (Nunavut)	2					Lehnherr	
Étang 1		8,4	13,5	0,11	$3,2 \times 10^{-3}$	et al.,	
Étang 2		8,2	8,2	0,13	$3,6 \times 10^{-3}$	2012	

¹ Corrigé; 2 Non corrigé

un rôle plus important dans le cycle du mercure au sein des plans d'eau limpides peu profonds (p. ex., les cours d'eau contenant peu de matière organique dissoute et de matière particulaire en suspension ou les étangs limpides peu profonds) qu'au sein des réseaux hydrographiques profonds ou chargés de sédiments, tels les lacs profonds ou les terres humides à teneur élevée en matière organique dissoute où l'eau est de la couleur du thé. Enfin, étant donné que des concentrations de Cl- plus élevées ont tendance à engendrer des taux inférieurs de photoréduction (Si et Ariya, 2008; Amyot et al., 1997c) et de photodéméthylation (Black et al., 2012; Zhang et Hsu-Kim, 2010; Lehnherr et al., 2011) et à favoriser la photooxydation du Hg⁰ (Lalonde *et al.*, 2001; Garcia et al., 2005a), on s'attend à ce que la photooxydation du mercure soit relativement plus importante dans les eaux saumâtres, telles celles des estuaires, que dans les autres écosystèmes d'eau douce. D'un autre côté, on a démontré que la photoréduction du Hg²⁺ et la photodéméthylation du méthylmercure sont accrues par les radicaux que produit la photoréduction du Fe3+ et, en conséquence, ces processus devraient prendre une plus grande importance dans les eaux de surface riches en fer.

6.3 ABSORPTION ET MÉTHYLATION DU MERCURE INORGANIQUE (HG²⁺) ET DÉMÉTHYLATION DU MÉTHYLMERCURE DANS LES ÉCOSYSTÈMES D'EAU DOUCE

6.3.1 Introduction

La méthylation du Hg²⁺ correspond à la conversion du Hg²⁺ divalent inorganique en méthylmercure. Il s'agit d'une étape clé du cycle biogéochimique du mercure, qui transforme le mercure en un produit plus toxique qui peut être plus facilement accumulé ou amplifié biologiquement par les organismes dans les réseaux trophiques aquatiques et terrestres. La méthylation du Hg²⁺ en méthylmercure est essentiellement un processus *biotique* entrepris principalement par les bactéries sulfatoréductrices et ferroréductrices dissimilatoires de la famille des δ-protéobactéries (Compeau et Bartha, 1985; Kerin *et al.*, 2006; Graham *et al.*, 2012; Parks *et al.*, 2013) et, dans une moindre mesure, par des méthanogènes [archées] (Hamelin *et al.*, 2011; Parks *et al.*, 2013).

Deux des gènes responsables de la méthylation du Ha²⁺ (hacA et hacB) ont été identifiés récemment et on a proposé un mécanisme de méthylation comportant le transfert d'un groupe méthyle vers le Hg²⁺ par la protéine hqcA, suivi d'une régénération de cette enzyme au moyen d'une réduction par la protéine hgcB (Parks et al., 2013). Par ailleurs, on a posé l'hypothèse que la méthylation pourrait être associée au transport du Hg2+ à travers la membrane cellulaire (Parks et al., 2013; Poulain et Barkay, 2013). Bien que la méthylation abiotique du Hg2+ puisse survenir dans certaines conditions au sein des écosystèmes aquatiques (p. ex., en présence d'une combinaison de hautes concentrations de Hg²⁺ biodisponible, d'un faible pH et d'un potentiel composé donneur de méthyle telle la méthylcobalamine [p. ex., Celo et al., 2006]), ces conditions sont rarement réunies dans les lacs canadiens non perturbés. Par conséquent, les taux de méthylation abiotique du Hg²⁺ sont généralement considérés comme non significatifs dans la production nette de méthylmercure des écosystèmes aquatiques canadiens.

On peut considérer que l'efficacité de la méthylation biotique du mercure est fonction de deux facteurs principaux : 1) la concentration de Hg²⁺ biodisponible pour la méthylation et 2) l'activité de la communauté microbienne apte à méthyler le Hg²⁺ en méthylmercure (Hintelmann, 2010).

Production de méthylmercure = [Hg²⁺ divalent inorganique biodisponible] x (activité des microbes soutenant la méthylation) [4]

Ainsi, la section suivante sur la méthylation du Hg²⁺ commence par une courte description des méthodes utilisées pour mesurer l'absorption et la méthylation du Hg²⁺ avant de se concentrer sur les facteurs qui influent sur la biodisponibilité du Hg²⁺ et son absorption dans les micro-organismes responsables de la méthylation, pour se terminer par un examen des facteurs qui déterminent l'activité des microbes responsables de la méthylation. Par contre, la biodisponibilité ou l'absorption du Hg²⁺ et la méthylation microbienne, ainsi que les facteurs qui contrôlent ces processus, ne sont pas indépendants les uns des autres. Par exemple, une activité accrue des micro-organismes soutenant la

méthylation du Hg²⁺ peut engendrer une augmentation de la biodisponibilité du Hg²⁺ en produisant et en libérant des substances organiques de faible poids moléculaire et en diminuant le pH extracellulaire, ce qui augmentera la biodisponibilité du Hg²⁺, comme il est expliqué plus en détail ci-dessous. Tout le Hg²⁺ n'est pas disponible pour l'absorption par les organismes soutenant la méthylation, mais on observe généralement une corrélation positive entre la quantité de méthylmercure produite et la concentration de Hg2+ présente dans l'environnement immédiat où vivent les micro-organismes responsables de la méthylation (Furutani et Rudd. 1980) et. par conséquent, il existe aussi une relation directe positive entre le Hg²⁺ et le méthylmercure dans la plupart des réseaux d'eau douce (p. ex., Watras et al., 1995b; Lehnherr et al., 2012).

6.3.2 Méthodes de mesure

La plupart des études sur la production de méthylmercure ne sont pas parvenues à séparer l'activité microbienne de la biodisponibilité du Hg²⁺, c'est pourquoi dans bien des cas, les facteurs influant sur la biodisponibilité sont inférés plutôt que mesurés directement. Un certain nombre d'études (p. ex. Barkay et al., 1997; Golding et al., 2002, 2008; Daquené et al., 2012) ont eu recours à des « bactéries biorapporteuses » génétiquement modifiées comme approche directe pour quantifier la biodisponibilité du Hg²⁺ aux fins de méthylation. Les bactéries biorapporteuses sont génétiquement modifiées afin de produire de la lumière en correspondance avec la quantité de Hq2+ qui entre dans les cellules bactériennes (Selifonova et al., 1993). Il est ensuite possible de quantifier la lumière à l'aide d'un luminomètre. La détection de Hg²⁺ intracellulaire est assez sensible pour permettre la tenue d'expériences à de faibles concentrations de Hg²⁺, semblables à celles qu'on retrouve naturellement dans les eaux canadiennes. Pour l'instant, les deux bactéries génétiquement modifiées pour en faire des biorapporteurs sont l'E. coli et l'espèce aquatique V. anguillarum. Ces bactéries biorapporteuses ne déclenchent pas elles-mêmes la méthylation du Hg²⁺, mais ce sont des espèces à Gram négatif, tout comme bon nombre d'espèces responsables de la méthylation dont elles partagent de nombreuses caractéristiques de paroi et de membrane cellulaire, lesquelles sont d'une grande importance pour l'absorption du mercure (section 6.3.3).

Rudd et ses collègues de l'Institut des eaux douces de Winnipeg, au Manitoba, ont mis au point les techniques grâce auxquelles les chercheurs ont acquis la plupart de nos connaissances actuelles sur les processus de *méthylation* du Hg²⁺ divalent inorganique et de *déméthylation* du méthylmercure (*p. ex.*, Furutani et Rudd, 1980). Essentiellement, on peut mesurer la méthylation du Hg²⁺ en ajoutant une quantité connue de Hg²⁺ marqué avec un isotope radioactif (*p. ex.*, ²⁰³Hg²⁺) ou un isotope stable enrichi (*p. ex.*, ²⁰¹Hg²⁺) au substrat visé (*p. ex.*, les

sédiments d'un lac) et en surveillant la quantité de méthylmercure (p. ex., Me²⁰³Hg ou Me²⁰¹Hg) produite subséguemment. De même, on peut mesurer la déméthylation du méthylmercure en ajoutant une quantité connue de méthylmercure marqué avec un isotope radioactif (p. ex., Me²⁰³Hg et ¹⁴MeHg) ou un isotope stable enrichi (p. ex., Me²⁰¹Hg) au substrat visé et en surveillant sa réduction au fil du temps. Par contre, il existe un problème majeur dans la quantification des taux de méthylation réels du Hg²⁺: au moment de leur ajout au substrat, les isotopes de mercure radioactifs ou stables ne se partagent pas immédiatement en phases liquide ou solide pour se lier aux divers ligands de la même façon que le Hg²⁺ déjà présent naturellement dans l'échantillon. Cette différence expérimentale est partiellement

TABLE 6.5 Exemples de taux de méthylation du Hg²⁺ et de déméthylation du méthylmercure mesurés dans les écosystèmes d'eau douce canadiens

Site	Taux de méthylation mesurés (%/jour)	Taux de déméthylation mesurés (%/jour)	Source
Sédiments			
Étangs des terres humides d'Extrême-Arctique, île d'Ellesmere	plage : 0,5 à 33 (médiane = 5)	plage : ND à 1 000 (médiane = 130)	Lehnherr <i>et al.</i> , 2012
Lac 658, nord-ouest de l'Ontario (moyenne sur 0 à 8 cm)	$4.0 \pm 3.3 \ (n = 27)$	-	CP – Gilmour, C. C.
Lac 658, nord-ouest de l'Ontario (moyenne sur 0 à 4 cm)	5,3 ± 3,7 (n = 24)	-	CP – Gilmour, C. C.
Lac 239, nord-ouest de l'Ontario (moyenne sur 0 à 4 cm)	2,1 ± 1,1 (n = 6)	-	CP – Gilmour, C. C.
Colonne d'eau			
Lac 658, nord-ouest de l'Ontario	0,11 à 15	ND (<11)	Eckley et Hintelmann, 2006
Lac 442, nord-ouest de l'Ontario	0,99 à 5,5	ND (<11)	Eckley et Hintelmann, 2006
Lac Red Chalk, sud-est de l'Ontario	0,26 à 1,1	ND (<11)	Eckley et Hintelmann, 2006
Lac Plastic, sud-est de l'Ontario	0,80 à 4,3	ND (<11)	Eckley et Hintelmann, 2006
Lac 115, à l'intérieur de tapis de tourbe flottants, nord-ouest de l'Ontario	0,0 à 2,4 (moyenne de 0,94)	-	Benoit <i>et al.</i> , 2003
Périphyton			
Lac Croche, Québec	0,004 à 0,014		Desrosiers et al., 2006
Lac Saint-Pierre, Québec	0,0015 à 0,080	0,018 à 0,217	Hamelin et al., 2011

 $ND = non \ d\acute{e}tect\acute{e}; \ CP = communication \ personnelle$

atténuée en mélangeant le dopage d'isotopes au préalable avec de l'eau de l'échantillon (p. ex., eau d'un lac ou eau interstitielle extraite) et en laissant le tout s'équilibrer avant l'injection (Gilmour et Riedel, 1995). Ainsi, les isotopes radioactifs ou stables du Hg²⁺ ne représentent pas des traceurs idéaux et il importe de se rappeler que les taux (tableau 6.5) mesurés à l'aide de techniques d'isotopes constituent des estimations relatives, plutôt qu'absolues, de la méthylation du Hg2+, qui sont utiles pour comparer les taux entre divers emplacements et divers types d'écosystèmes aquatiques. Ce problème ne semble pas se poser, cependant, quand il s'agit de quantifier les taux de déméthylation à l'aide de ces techniques. De toute facon, les sections ci-dessous exposent nos connaissances actuelles sur les processus de méthylation du Hg²⁺ et de déméthylation du méthylmercure dans les écosystèmes d'eau douce. que nous avons acquises au moyen d'essais réalisés à l'aide de ces techniques.

6.3.3 Absorption du mercure inorganique (Hg²⁺)

On a mis au point deux modèles d'absorption du mercure par les organismes responsables de la méthylation du Hg²⁺ : 1) la diffusion passive de petits complexes mercure-ligand de charge neutre, tels les complexes HgCl₂ ou HgS, et 2) le transport actif de certains complexes mercure-ligand, tels les complexes mercure-acide aminé (Benoit et al., 1999; Graham et al., 2012; Schaefer et Morel, 2009). Selon les scénarios de diffusion passive, la disponibilité du mercure pour les bactéries soutenant la méthylation est contrôlée par la concentration des complexes de mercure dissous neutres (Barkay et al., 1997; Benoit et al., 1999; Benoit et al., 2001; Drott et al., 2007). Le HgCl_a constitue la principale espèce neutre dans les eaux oxiques (Morel et al., 1998). Néanmoins, il est très peu abondant dans les eaux naturelles contenant de la matière organique dissoute, parce que l'affinité du Hg²⁺ envers les groupes sulfhydryles sur les molécules de matière organique dissoute est bien supérieure à celle envers le Cl⁻. Dans les eaux anoxiques, la présence de sulfure ayant une très forte affinité envers le Hg²⁺ se traduit par la formation et la prévalence des complexes neutres HgS⁰, disulfure Hg(SH)2⁰, ou polysulfure HgSn⁰. Ces

complexes neutres mercure-sulfure peuvent s'avérer importants pour l'absorption bactérienne en eaux anoxiques (Benoit et al., 1999; Jay et al., 2000; Benoit et al., 2001; Drott et al., 2007), mais ils existent aussi dans des formes insolubles présentant une faible biodisponibilité. Dans bien des conditions, ces formes moins disponibles sont dominantes (Benoit et al., 1999). L'absorption d'espèces à charge négative telles les complexes Hq2+ se produit à un taux moindre (Golding et al., 2002). On a aussi démontré qu'un pH plus bas augmente les taux d'absorption du mercure (Kelly et al., 2003: Golding et al., 2008). Les cations basiques peuvent aussi réduire l'absorption du mercure en se liant à la couche de lipopolysaccharide et en diminuant la perméabilité de la membrane cellulaire externe (Daguene et al., 2012).

Un avantage des études utilisant une bactérie biorapporteuse, c'est qu'elles peuvent être réalisées à des concentrations minimes, telles celles qu'on trouve dans la plupart des milieux de méthylation, et que le Hg²+ en concentration minime peut ne pas se comporter de la même façon que le Hg²+ en concentration plus élevée. La différence de concentration durant les expériences peut expliquer pourquoi les chercheurs ont signalé des résultats inégaux avec la diffusion passive comme principale voie d'absorption du Hg²+. Voici les constatations qui soutiennent la présence de voies additionnelles : 1) les deux espèces de mercure, à charge positive ou neutre, peuvent être absorbées par les bactéries; 2) le transport peut se faire par diffusion et par transport actif;

- 3) les caractéristiques d'absorption sont différentes dans des conditions aérobies ou anaérobies;
- 4) l'absorption est augmentée par les petites molécules organiques tels les acides aminés.

Le transport actif peut survenir quand le Hg²⁺ est lié à certains ligands, par exemple, tant l'absorption que la méthylation du Hg²⁺ par la bactérie ferroréductrice *Geobacter sulfurreducens* ont été augmentées en présence de faibles concentrations d'acide aminé soufré cystéine (Schaefer et Morel, 2009). Schaefer et al. (2011) ont d'ailleurs démontré de façon expérimentale que l'absorption du Hg²⁺ se produit durant le transport actif à l'aide de bactéries *G. sulfurreducens* et de bactéries sulfatoréductrices *Desulfovibrio desulfuricans*. Ils ont également établi

que l'absorption du Hg²⁺ par les *G. sulfurreducens* dépendait fortement des caractéristiques des thiols qui lient le Hg²⁺. Ces résultats semblent indiquer que les mécanismes biologiques sont très importants dans l'absorption et la méthylation du Hg²⁺ par les microbes et que la formation de certains complexes de mercure en eaux anoxiques influe sur l'efficacité de la méthylation microbienne du Hg²⁺. Schaefer *et al.* (2011) ont aussi observé une forte relation entre la méthylation du mercure et l'exportation du méthylmercure depuis les cellules, laissant supposer que ces deux processus pourraient servir à éviter l'accumulation et la toxicité du mercure intracellulaire.

6.3.4 Facteurs environnementaux influant sur la méthylation du mercure inorganique (Hg²⁺)

Beaucoup de facteurs environnementaux influent de manière individuelle et interactive sur la biodisponibilité du Hg²⁺ et sur l'activité des bactéries responsables de la méthylation du mercure et donc, sur la production nette de méthylmercure. Ces facteurs comprennent la température, les conditions redox, le pH, la matière organique, le soufre et le nitrate, et les prochaines sections présentent les études qui ont examiné le contrôle de ces facteurs sur la méthylation du Hg²⁺.

6.3.4.1 Température

La température constitue un important facteur dans le contrôle des taux de méthylation microbienne du Hg²⁺, car elle présente (jusqu'à un certain point) une corrélation positive avec l'activité microbienne. En conséquence, les taux de méthylation du Hg²⁺, dont la température optimale est d'environ 35 °C (Winfrey et Rudd 1990), ont tendance à culminer entre le milieu et la fin de l'été dans les écosystèmes aquatiques canadiens [et américains] (Ramlal et al., 1993; Hintelmann, Evans et Villeneuve, 1995; Watras et al., 1995a; Watras et al., 1995b; Kelly et al., 1997; St Louis et al., 2004). Par contre, la méthylation du Hg²⁺ peut se poursuivre toute l'année, même dans les lacs canadiens couverts de glace, où la température à l'interface sédiments-eau avoisine généralement les 4 °C (p. ex., St. Louis et al., 2004, Kelly et al.,

1997). À l'échelle du paysage, on a constaté que les concentrations de mercure dans les poissons planctonivores, omnivores et piscivores présentent une relation inverse avec la taille du lac dans six lacs isolés du nord-ouest de l'Ontario dont la superficie s'échelonnait de 89 à 35 000 ha (Bodaly et al., 1993). Dans cette étude, les températures d'eau plus élevées des lacs de plus petite taille pendant la saison des eaux libres ont influencé le rapport méthylation:déméthylation, occasionnant des niveaux de mercure plus élevés dans le poisson habitant de plus petits lacs (Bodaly et al., 1993). Dans ces six lacs, les taux de méthylation du Hg²⁺ présentaient une relation positive avec la température de l'eau, tandis que les taux de déméthylation du méthylmercure présentaient une relation inverse, le tout se traduisant par un rapport méthylation:déméthylation fortement dépendant de la température (Bodaly *et* al., 1993). Cependant, les taux de déméthylation du méthylmercure peuvent aussi, dans certains cas, augmenter avec la température (Matilainen et al., 1991), ce qui donne à penser que l'effet de la température sur la production nette de méthylmercure peut varier d'un site à l'autre. Bak et Pfennig (1991) ont calculé une valeur Q10 de 2,25 (entre 5 et 15 °C) pour la réduction des sulfates, un processus lié à la méthylation du Ha²⁺, dans les sédiments du littoral du lac de Constance en Europe.

6.3.4.2 Oxygène (0_2) et redox

On croit que les bactéries sulfatoréductrices et ferroréductrices sont les principaux micro-organismes responsables de la méthylation du Hg²⁺ dans les écosystèmes aquatiques canadiens. La réduction des sulfates est un processus qui s'effectue exclusivement dans des conditions anoxiques. Néanmoins, certaines indications laissent croire que les bactéries sulfatoréductrices pourraient être plus « tolérantes » à l'oxygène qu'on ne le pensait à l'origine (Baumgartner et al., 2006); cela ne signifie pas, cependant, qu'elles peuvent se procurer de l'énergie en oxydant les matières organiques dans des conditions oxiques. La réduction du fer se produit principalement dans les sédiments anoxiques, bien que certains micro-organismes puissent réduire lentement le Fe³⁺ en présence d'oxygène (Arnold et al., 1990). En outre, de récentes données semblent indiquer que les méthanogènes,

un autre groupe de bactéries anaérobies, pourraient aussi soutenir la méthylation du Hg²⁺ (Hamelin et al., 2011). Ainsi, certaines conditions redox [de -0,05 à -0,22 Eh(V)] sont nécessaires pour que la méthylation biotique du Hg²⁺ se produise, faisant des zones anaérobies des écosystèmes d'eau douce les principaux sites de méthylation du Hg²⁺. Les sédiments des lacs constituent d'importants sites de méthylation, car ils sont généralement anaérobies dans les premiers millimètres ou centimètres de l'interface sédiments-eau. même si les eaux sus-jacentes sont oxygénées, comme c'est généralement le cas dans l'épilimnion (p. ex., Kelly et Rudd, 1984; Sweerts et al., 1986). Les eaux hypolimniques de fonds des lacs canadiens peuvent aussi être des sites de méthylation du Hg²⁺ (Eckley et Hintelmann, 2006) puisque la stratification thermale estivale des lacs empêche les eaux de fonds de se mêler à l'atmosphère et qu'elles peuvent, en association avec la demande biologique en oxygène due à la décomposition des matières organiques dans les sédiments hypolimniques, devenir anaérobies au milieu de l'été. On a observé des niveaux maximums de méthylmercure à l'interface oxique/anoxique de la colonne d'eau (Watras, 1995a), coïncidant avec le potentiel maximal de méthylation du Hg2+ (Eckley et Hintelmann, 2006). On a démontré récemment que les concentrations de méthylmercure des eaux d'étang sont corrélées avec divers indices d'activité microbienne dépendante de la redox (anaérobie), tels les concentrations de méthane et les ratios NO₃::NH4+ (Lehnherr et al., 2012). Comme il est mentionné ci-dessus, la spéciation du Hg²⁺ et, par extension, sa biodisponibilité, dépendent également des conditions redox. Dans des conditions anaérobies, la présence de ligands contenant des groupes sulfatoréducteurs peut augmenter l'absorption et la méthylation du Hg²⁺ (Schaefer et al., 2011).

6.3.4.3 pH

On a observé que les concentrations de méthylmercure dans l'eau des lacs à l'interface sédiments-eau augmentent en parallèle avec la diminution du pH (*p. ex.*, Winfrey et Rudd 1990; Gilmour et Henry, 1991). Voici les explications possibles de cette relation : 1) les bactéries responsables de la méthylation du Hg²⁺ prévalent davantage dans les communautés microbiennes à

faible pH (Winch et al., 2008) ou 2) la biodisponibilité du Hg²⁺ augmente en parallèle avec la diminution du pH (Kelly et al., 2003; Golding et al., 2008). Par exemple, le transport actif du Hg2+ à travers les membranes cellulaires augmente à mesure que le pH diminue (Winfrey et Rudd, 1990). Kelly et ses collèques ont démontré lors d'essais en laboratoire que même des modifications relativement faibles du pH (de 7,3 à 6,3) entraînent une augmentation de l'absorption du Hg2+ par les bactéries aquatiques (Kelly et al., 2003). Le taux d'absorption accru était directement proportionnel à la concentration de H+ et les chercheurs en ont conclu que le pH semble influer sur le mécanisme de transport actif par lequel les cellules absorbent le Hg²⁺. Diminuer le pH de solutions de mercure mélangées à de la matière organique dissoute naturelle, ou à l'eau naturelle d'un lac, entraîne aussi une augmentation de l'absorption bactérienne du Hg²⁺. Par ailleurs, le H⁺ peut concurrencer le Hg²⁺ pour les sites de liaison sur les molécules de matière organique dissoute. En général, le Hg²⁺ lié à la matière organique dissoute n'est pas facilement biodisponible, mais comme les concentrations de H+ augmentent en parallèle avec la diminution du pH, une quantité moindre de Hg2+ se lie à la matière organique dissoute, de sorte que ce Hg²⁺ devient biodisponible pour les cellules bactériennes. facilitant par le fait même la méthylation du Hg²⁺ (Kelly et al., 2003). Dans la colonne d'eau, de faibles valeurs de pH peuvent stimuler la méthylation en favorisant la liaison du Hg²⁺ directement sur les cellules microbiennes par suite de la diminution des sites de liaison sur la matière organique dissoute causée par la protonation de certains groupes fonctionnels de la matière organique dissoute (Winfrey et Rudd, 1990).

6.3.4.4 Matière organique

Les matières organiques interagissent avec le mercure de plusieurs manières différentes, influant sur son transport, sa transformation et sa biodisponibilité. De hauts niveaux de matières organiques dans les sédiments sont liés à des taux de méthylation supérieurs dans l'eau et les sédiments (Ullrich *et al.*, 2001; Benoit *et al.*, 2003) à cause de l'effet stimulant du carbone organique et des éléments nutritifs sur l'activité des microbes responsables de la méthylation. D'ailleurs, les concentrations

de carbone organique dissous présentent souvent une corrélation positive avec les concentrations de méthylmercure en eau douce (p. ex., Watras et al., 1995b). La matière organique dissoute influence aussi la production de méthylmercure en formant avec le Hg²⁺ des complexes qui en modifient la disponibilité pour les micro-organismes soutenant la méthylation. Alors que les petits ligands organiques peuvent augmenter l'absorption du Hg²⁺ par les bactéries dans le cadre du transport actif (Golding et al., 2002), de la matière organique dissoute de poids moléculaire élevé pourrait limiter la disponibilité du Hg²⁺ en formant des complexes trop gros pour traverser la paroi cellulaire des bactéries (Barkay et al., 1997). Ainsi, la biodisponibilité du mercure pour les bactéries et la méthylation peut être inhibée en présence de fortes concentrations de matière organique dissoute en raison de la complexation accrue du mercure par des ligands organiques, en particulier dans une plage de pH neutre (Gilmour et al., 1992; Choi et Bartha, 1994; Barkay et al., 1997; Ravichandran et al., 1999). À faible pH, la matière organique dissoute est moins chargée négativement et, par conséguent, moins susceptible de se complexer au Hg2+, de sorte que le mercure est davantage disponible pour les bactéries soutenant la méthylation (Miskimmin et al., 1992; Barkay et al., 1997). On a constaté cet effet opposé de la matière organique dissoute sur la méthylation du Hg2+ dans des estuaires (Lambertsson et al., 2006), des terres humides (Windham-Myers et al., 2009) et des sédiments d'eau douce (Drott et al., 2008), là où les matières organiques peuvent être limitées, alors que la production de méthylmercure était plus importante là où les matières organiques étaient plus abondantes. Par exemple, Windham-Myers et al. (2009) ont démontré que le retrait de la végétation d'une zone humide à titre expérimental a occasionné une production moindre de méthylmercure dans les sédiments et en Suède, les taux de méthylation mesurés expérimentalement dans les lacs non productifs étaient d'un ordre de grandeur inférieur comparativement à ceux des lacs productifs (Drott et al., 2008). D'autre part, la production de méthylmercure présentait une corrélation négative avec les concentrations de carbone organique dissous des eaux interstitielles d'une tourbière boréale (Mitchell et al., 2008a), mais l'ajout de carbone organique aux sols de la tourbière n'a pas, en tant que tel, stimulé la

production de méthylmercure (Mitchell *et al.*, 2008b). Cette corrélation négative entre le carbone organique et les taux de méthylation peut s'expliquer si la méthylation dans ces tourbières n'est pas limitée par les matières organiques (le donneur d'électron dans le métabolisme microbien), mais par la disponibilité des accepteurs d'électrons, tels les sulfates.

6.3.4.4 Soufre

L'équilibre entre les formes oxydées (p. ex., sulfate : SO₄²⁻) et réduites (p. ex., sulfure d'hydrogène : H₂S) du soufre peut jouer un rôle majeur dans les taux de méthylation du Hg²⁺ au sein des écosystèmes aquatiques. Par exemple, de faibles concentrations de SO₄2- peuvent limiter les taux de réduction du SO₄2par des bactéries sulfatoréductrices aptes à induire la méthylation du Hg²⁺ (Gilmour et al., 1992; King et al., 2000, 2001). Néanmoins, les études réalisées avec des cultures pures de bactéries sulfatoréductrices ont démontré que les taux de méthylation du Hg²⁺ sont plus élevés quand il y a absence de sulfate et que les bactéries sulfatoréductrices obtiennent de l'énergie par un mécanisme de rechange communément utilisé qui comprend une association syntrophique avec des bactéries méthanogènes, un autre groupe d'anaérobies (Pak et Bartha, 1998). Les taux de méthylation du Hg²⁺ peuvent aussi être inhibés en présence de fortes concentrations de SO₄2-, parce que les taux élevés résultants de réduction du SO,2mèneront à des concentrations de sulfure accrues, ce qui influera sur les taux de méthylation du mercure par la formation de complexes Hg-S chargés (p. ex., Hg(SH)- et HgS₂²⁻). Du fait que ces complexes sont moins biodisponibles que les complexes Hg-S neutres (Gilmour et al., 1998; Benoit et al., 2003), la production de méthylmercure diminue. La concentration de SO₄2- optimale pour la méthylation du Hg²⁺ s'échelonne entre 10 et 300 µmol, tandis que la concentration optimale de sulfure est plutôt faible, aux environs de 10 µmol (Drott et al., 2008; Benoit et al., 1999; Benoit et al., 2001). Ces intervalles optimaux sont aussi influencés par les concentrations de fer et de matières organiques à cause de leurs effets sur la complexation et la disponibilité du soufre et du Hg²⁺ (Munthe et al., 2007). De fortes concentrations de matière organique dissoute diminuent généralement la biodisponibilité du Hg²⁺, comme il est décrit ci-dessus. En présence de sulfures, par contre, les complexes HgS peuvent dominer la spéciation du mercure agueux. Les complexes HgS neutres sont hautement biodisponibles pour les bactéries responsables de la méthylation du mercure. Deonarine et Hsu-Kim (2009) ont laissé entendre que les espèces Hg-S neutres biodisponibles pourraient être des nanoparticules β- HgS(s) ou des grappes Hg-S polynucléaires plutôt que des monomères HgS⁰ agueux (ou HOHgSH) comme dans l'hypothèse proposée précédemment. Dans le cadre d'essais en laboratoire, Graham et ses collègues n'ont constaté aucune augmentation de la méthylation du mercure par les *D. desulfuricans* quand ils empêchaient la formation de β-HgS(s), ce qui les a menés à poser l'hypothèse selon laquelle les nanoparticules HgS, stabilisées contre l'agrégation par la matière organique dissoute, sont biodisponibles pour les bactéries responsables de la méthylation du mercure (Graham et al., 2012).

6.3.4.5 Nitrate

On a aussi laissé entendre que le nitrate (NO₂-) serait déterminant dans la méthylation microbienne et la production du méthylmercure dans les écosystèmes d'eau douce, principalement en influençant les conditions redox et les voies microbiennes favorisées. Par exemple, on a observé une relation inverse entre les concentrations de NO_s- et le méthylmercure dans les eaux hypolimniques de fonds d'un lac eutrophe tempéré présentant des concentrations de NO₃- élevées engendrées par des apports d'eaux usées [lac Onondaga, au nord-est des États-Unis] (Todorova *et al.*, 2009). Étant donné que le NO₂est thermodynamiquement privilégié par rapport au SO, 2- à titre d'accepteur d'électrons durant la respiration microbienne des matières organiques, des concentrations supérieures de NO₃- peuvent entraîner une diminution de l'activité des bactéries sulfatoréductrices et, par extension, une diminution des taux de méthylation du Hg²⁺. On a aussi posé l'hypothèse que le NO₃- régule les rejets de méthylmercure à partir des sédiments en contrôlant l'état d'oxydation du fer et du manganèse (Todorova et al., 2009). Même si le méthylmercure peut s'adsorber aux oxyhydroxides de fer ou de manganèse dans les sédiments, ces complexes peuvent être réduits en l'absence de NO₂-, rejetant tout le méthylmercure

adsorbé dans les eaux sus-jacentes (Todorova *et al.*, 2009). On ne sait toutefois pas si le contrôle qu'exerce le NO₃- sur la production de méthylmercure constitue principalement une caractéristique des lacs comportant des concentrations de NO₃- augmentées de manière anthropique, ou si le NO₃- joue un rôle aussi pertinent dans la production du méthylmercure dans les écosystèmes d'eau douce intacts. On a rapporté une relation négative entre les concentrations de méthylmercure dans des étangs de l'Arctique et le rapport NO₃-:NH4+, mais encore une fois, ces relations constituent probablement une réflexion de la manière dont la redox influe sur la méthylation du Hg²⁺ (Lehnherr *et al.*, 2012).



6.3.5 Sites de production du méthylmercure

Dans les écosystèmes d'eau douce, la méthylation biotique du Hg²⁺ survient principalement dans les milieux anaérobies, comme les sédiments (Compeau et Bartha, 1985; Gilmour *et al.*, 1992; Choi et Bartha, 1994) et les eaux hypolimniques (Watras *et al.*, 1995*a*; Eckley *et al.*, 2005). La méthylation du Hg²⁺ peut aussi survenir dans la zone racinaire des macrophytes flottants (Mauro *et al.*, 1999), dans le périphyton associé aux macrophytes et aux sédiments (Cleckner *et al.*, 1999; Mauro *et al.*, 2002) et dans les biofilms épilithiques (Desrosiers *et al.*, 2006), mais sur une échelle de production massive, ces sites tendent à contribuer très peu à la quantité globale de méthylmercure des lacs d'eau douce canadiens. Les sections ci-dessous présentent les autres détails

qui n'ont pas encore été traités sur les sites de production de méthylmercure dans les écosystèmes d'eau douce canadiens.

6.3.5.1 Production du méthylmercure dans les sédiments

Les sédiments des écosystèmes aquatiques d'eau douce constituent d'importants sites de méthylation du Hg²⁺ (Ramlal et al., 1993; Krabbenhoft et al., 1998; Munthe et al., 2007), même si les écarts peuvent s'avérer élevés entre les taux de méthylation du Hg²⁺ des divers milieux et types de sédiments. Par exemple, Ramlal et al. (1993) ont montré que la méthylation du Ha²⁺ se faisait bien plus lentement dans les sédiments froids et profonds sous-jacents aux eaux hypolimniques oxygénées des lacs que dans les sédiments plus chauds du littoral sousjacents aux eaux épilimniques oxygénées. Dans beaucoup de systèmes d'eau douce tempérés. des conditions anoxiques se développent en juin directement à l'interface sédiments-eau (Rudd, 1995; Watras et al., 2005). On a observé des taux de méthylation maximale du Hg2+ à cette limite de la redox, qui diminuent généralement en parallèle avec l'augmentation de la profondeur des sédiments (Matilainen et Verta, 1995; Rudd, 1995; Drott et al., 2008). Pour que les sédiments maintiennent la réduction des sulfates, ils ont besoin de nouveaux apports de sulfates, ce qui surviendra principalement par le contact avec les eaux sus-jacentes oxygénées. Dans les sédiments épilimniques, ce processus peut se faire en continu, mais dans les sédiments plus profonds, il peut survenir seulement durant les périodes de mélange suffisant ou de renouvellement. La bioturbation dans les sédiments plus profonds peut accroître la production nette de méthylmercure en augmentant la taille du réservoir de sédiments ayant des conditions redox favorables et en intensifiant l'échange avec les eaux sus-jacentes (Benoit et al., 2006), ce qui augmentera à la fois l'apport en sulfate dans les sédiments et l'écoulement du méthylmercure vers les eaux du lac. En général, la méthylation du Hg²⁺ est plus élevée près de la limite oxique-anoxique des lacs, laquelle se situe généralement dans les premiers centimètres sous l'interface sédiments-eau. dans les sédiments épilimniques de surface ou dans le métalimnion des lacs qui développent des eaux de

fonds anoxiques. Ces milieux fournissent les bonnes conditions redox tout en demeurant très près des eaux de surface et des sources de matières organiques labiles fraîches et de sulfates. En règle générale, dans les sédiments, la déméthylation microbienne est plus efficace que la méthylation, mais parce qu'il y a beaucoup moins de méthylmercure que de Hg²+ dans les sédiments [seulement environ 0,5 à 3 % de tout le mercure dans les sédiments est du méthylmercure (Hintelmann, 2010)], la méthylation du Hg²+ et la production nette de méthylmercure sont favorisées au détriment de la déméthylation.

6.3.5.2 Production du méthylmercure dans la colonne d'eau

De nombreuses études ont rapporté des concentrations de méthylmercure plus élevées dans les eaux hypolimniques de fonds comparativement aux eaux épilimniques de surface des lacs (Korthals et Winfrey, 1987; Watras et al., 1995a; Eckley et al., 2005). Pendant les mois d'été, beaucoup de lacs canadiens présentent une stratification thermale, qui isole physiquement l'hypolimnion de l'atmosphère, lui coupant l'approvisionnement en oxygène diffusé dans le cadre des échanges gazeux air-eau. Des conditions anaérobies se développent subséquemment dans l'hypolimnion à cause de la demande biologique en oxygène des micro-organismes des sédiments. Eckley et al. (2005) ont laissé entendre que la méthylation du Hg²⁺ inorganique commence dans les sédiments et se déplace vers le haut à mesure que la limite redox se déplace dans la colonne d'eau, au fil des mois d'été. Dans la colonne d'eau, on a constaté que la méthylation du Hg²⁺ se produit à des taux différents et à des profondeurs distinctes, la valeur maximale étant généralement observée juste en dessous de l'oxycline [figure 6.4] (Watras et al., 1995a; Korthals et Winfrey, 1987; Eckley et Hintelmann, 2006), là où on observe aussi les taux maximums de réduction des sulfates et la plus grande diversité de bactéries sulfatoréductrices (Watras et al., 1995a; Eckley et al., 2005). Comme il est décrit ci-dessus, plusieurs études ont déterminé que les bactéries sulfatoréductrices, ainsi que les bactéries ferroréductrices, sont les principales responsables de la méthylation du Hg²⁺ inorganique (King *et al.*, 2000; Fleming et al., 2006). La migration des bactéries sulfatoréductrices et autres microbes dans la colonne

d'eau les rapproche de la source d'importants substrats (comme les sulfates) disposant de sources atmosphériques considérables. Néanmoins, à mesure que l'oxycline s'éloigne davantage des sédiments, l'activité de méthylation du Hq²⁺ à l'oxycline a tendance à diminuer parce que les communautés microbiennes responsables de la méthylation du Hg²⁺ sont diluées à cause de la distance par rapport aux sédiments où elles sont présentes en plus grande quantité (Eckley et Hintelmann, 2006). Après le renouvellement automnal de la colonne d'eau des lacs, alors que la colonne d'eau tout entière devient isotherme et bien oxygénée, habituellement la méthylation du mercure Hg2+ cesse dans la colonne d'eau (Eckley et Hintelmann, 2006). Comme on pourrait s'y attendre, plusieurs études ont démontré soit que la méthylation se poursuit à très faible régime (Matilainen et Verta, 1995), soit qu'elle cesse complètement dans les eaux épilimniques oxygénées des lacs (Korthals et Winfrey, 1987; Eckely et Hintelmann, 2006). Néanmoins, la demande biologique en oxygène peut rendre les eaux anaérobies sous la glace hivernale si le lac est peu profond et qu'il n'y a aucun flux d'eau oxygénée en provenance de sources en amont. St. Louis et al. (2004) ont observé un haut sommet du pourcentage de méthylmercure dans une tourbière et un étang inondés au printemps à la suite d'un hiver où la zone d'eaux libres était totalement anoxique parce que les débits d'eau des hautes terres s'étaient taris. Ces résultats semblent indiquer que la méthylation microbienne se poursuivait dans les sédiments ou la colonne d'eau à une température relativement froide durant la période englacée de l'hiver.

En raison de concentrations relativement élevées de carbone, d'éléments nutritifs et de Hg²⁺ et de la densité microbienne dans les sédiments, le potentiel de méthylation du Hg²⁺ est généralement supérieur dans les sédiments comparativement à la colonne d'eau (résumé dans Ullrich *et al.*, 2001). Cependant, les bilans massiques et les efforts de modélisation associés à plusieurs lacs ont laissé croire que la production de méthylmercure dans la colonne d'eau pourrait représenter une importante proportion du méthylmercure par rapport à la quantité totale de méthylmercure d'un lac (Parks and Hamilton, 1987; Eckley *et al.*, 2005; Muresan *et al.*, 2008; Qureshi *et al.*, 2009).

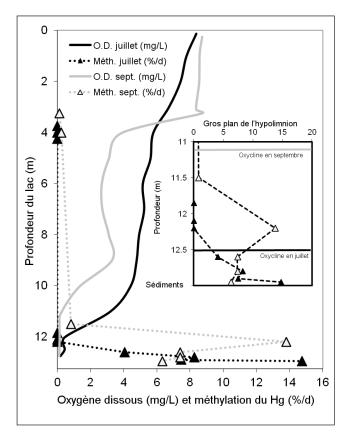


FIGURE 6.4 Exemple de relation entre l'oxygène dissous (O.D.) et le potentiel de méthylation du mercure inorganique (Hg2+) [exprimé en pourcentage de la valeur maximale quotidienne de mercure méthylé en incubation] dans un lac boréal du nord-ouest de l'Ontario en juillet et en septembre. À noter que le potentiel maximal de méthylation du Hg²+ suit la diminution de l'oxygène dissous vers le haut de la colonne d'eau durant l'été. On n'a observé aucune méthylation dans l'épilimnion oxygéné (échantillonné à environ 4 m). Le médaillon montre une vue agrandie des 2 m du bas de la colonne d'eau. Figure adaptée de Eckley et Hintelmann (2006).

6.3.5.3 Production du méthylmercure dans le périphyton

On a aussi démontré que les biofilms du périphyton, qui constituent une importante source de nourriture pour les consommateurs primaires des habitats du littoral (Hecky et Hesslein, 1995; McIntyre *et al.*, 2006; Cremona *et al.*, 2009), sont des sites de méthylation du Hg²⁺ dans les écosystèmes d'eau douce canadiens (Desrosiers *et al.*, 2006). On a mesuré en laboratoire les taux de méthylation du Hg²⁺ au moyen de périphyton cultivé sur des substrats de Teflon artificiels déployés dans les zones rocheuses et oligotrophes

du littoral d'un lac du bouclier boréal canadien (lac Croche, au Québec) et constaté qu'ils présentaient un lien positif avec la température (Desrosiers et al., 2006). Des expériences de méthylation du Hg²⁺ utilisant différentes modifications d'inhibiteur ont montré une augmentation des taux de méthylation du Hg²⁺ quand on inhibait les algues, les bactéries ou les bactéries sulfatoréductrices, confirmant que divers assemblages de micro-organismes dans le biofilm semblent capables d'induire la méthylation du Hg2+ (Desrosier et al., 2006). Dans l'étude la plus détaillée à ce jour, les taux de méthylation du Hg²⁺ ont été quantifiés par Hamelin et al. (2011) dans des biofilms du périphyton croissant sur des plantes aquatiques dans les zones humides du lac Saint-Pierre, un élargissement du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada). Les concentrations de méthylmercure de ce site étaient d'un ordre de grandeur une ou deux fois plus élevé dans le périphyton que dans les sédiments du lacs (Goulet et al., 2007; Caron et Lucotte, 2008), et la proportion de méthylmercure par rapport au mercure total variait de 3 à 50 % selon l'hôte macrophyte et la période d'échantillonnage (Hamelin et al., 2011). On a également mesuré les taux de méthylation du Hg²⁺ et de déméthylation du méthylmercure in situ au moyen d'isotopes stables de mercure dans des incubations de complexes macrophytes-périphyton. Ces expériences démontrent que la méthylation se fait rapidement (en 12 à 48 h) et que les taux de méthylation dans le périphyton du lac Saint-Pierre sont comparables à ce qu'on observe dans les sédiments et le périphyton des régions marécageuses de la Floride (Gilmour et al., 1998; Cleckner et al., 1999), dans le périphyton du Brésil (Mauro et al., 2002) et dans le périphyton cultivé sur les substrats de Teflon artificiels décrits ci-dessus (Desrosiers et al., 2006). Dans le lac Saint-Pierre, les taux de méthylation ne dépendaient pas de la température, tandis que les taux de déméthylation étaient associés négativement à la température, s'avérant trois fois plus élevés à 18 °C qu'à 23 °C. Les relations plante-hôte ont une incidence sur les taux nets de méthylation du Hg²⁺ parce qu'elles influencent l'atténuation de la lumière dans les peuplements de macrophytes, un pourcentage plus élevé de lumière disponible engendrant une plus grande production de méthylmercure (Hamelin et al., données non publiées). On n'a détecté aucune méthylation du mercure dans

les plantes hôtes en tant que telles. Par ailleurs, dans le lac Saint-Pierre, des expériences de méthylation avec des inhibiteurs métaboliques particuliers suivis d'un séquençage du gène 16S rRNA ont démontré pour la première fois l'importance des méthanogènes en tant que responsables de la méthylation du Hg²+ dans le périphyton (Hamelin *et al.*, 2011). Néanmoins, la contribution de la méthylation du Hg²+ dans le périphyton par rapport à la charge globale de méthylmercure des lacs n'a pas encore été quantifiée et on s'attend à ce qu'elle varie grandement en fonction de la biomasse ou de la densité du périphyton d'un site donné.

6.3.6 Déméthylation du méthylmercure

La déméthylation du méthylmercure est un important processus dans les écosystèmes aquatiques canadiens (tableau 6.5) parce qu'elle élimine du méthylmercure qui aurait autrement été disponible pour la bioaccumulation dans les organismes et la bioamplification subséquente à travers les réseaux trophiques. La photodéméthylation, un processus abiotique qui élimine des quantités importantes de méthylmercure dans les eaux de surface des écosystèmes aquatiques, a déjà été examinée en détail. Dans les sédiments et les sombres eaux profondes, là où le méthylmercure s'accumule par suite de la méthylation du Hg²⁺, la photodéméthylation a peu d'influence sur la déméthylation du méthylmercure. Par contre, le méthylmercure peut aussi faire l'objet d'une déméthylation microbienne dans les sédiments des lacs (Oremland et al., 1991), la colonne d'eau des lacs (Schaefer et al., 2004) et le périphyton. Il existe deux voies connues de déméthylation microbienne du méthylmercure : la déméthylation réductive et la déméthylation oxydative (Oremland et al., 1995; Marvin-DiPasquale et al., 2000), qui sont fondées sur l'état de redox des produits de carbone de la déméthylation, soit du CO, et du CH,, respectivement.

6.3.6.1 Déméthylation réductive

La déméthylation réductive est le processus par lequel le méthylmercure est réduit biologiquement en Hg⁰ gazeux. La déméthylation réductive peut être réalisée par des bactéries résistantes au mercure qui sont capables de détoxifier le Hg²⁺ inorganique et les composés organomercuriels (dont le méthylmercure). La déméthylation réductive nécessite l'action séquentielle de deux enzymes : lyase organomercurielle (OML, codé par le gène *mer*B) et réductase mercurique (MR, codé par le gène *mer*A) [Barkay *et al.*, 2003; Schaefer, Latowski et Barkay, 2002]. Les voies de désintoxication *mer* sont induites ou régulées par les concentrations de méthylmercure ambiantes comme suit (équation 5) :

$$CH_{\uparrow}Hg^{+} \xrightarrow{OML} Hg(II) + CH_{4} \uparrow \xrightarrow{MR} Hg(0) \uparrow [5]$$

Un large spectre de micro-organismes résistants au mercure, y compris des bactéries à Gram négatif et à Gram positif contenant à la fois le gène *mer*B et le gène *mer*A, sont en mesure de soutenir la déméthylation du méthylmercure dans les conditions aérobies ou anaérobies selon l'équation [5] (Barkay *et al.*, 2003).

6.3.6.2 Déméthylation oxydative

La déméthylation oxydative est induite par des bactéries anaérobies et comprend l'oxydation du groupe méthyle du méthylmercure en CO₂, avec ou sans production simultanée de CH₄ (Oremland *et al.*, 1995). On ne connaît pas, à l'heure actuelle, ce mécanisme, mais il pourrait être analogue à la dégradation de méthanol ou de monométhylamine par des méthanogènes (équation 6), ou à l'oxydation d'acétate par des bactéries sulfatoréductrices (équation 7), et par conséquent, il ne représente pas une réaction de désintoxication active (Marvin-DiPasquale et Oremland, 1998).

$$4CH_{3}Hg^{+} + 2H_{2}O + 4H^{+} \rightarrow 3CH_{4} + CO_{2} + 4Hg^{2+} + 4H_{2} [6]$$

$$SO_{4}^{2-} + CH_{3}Hg^{+} + 3H^{+} \rightarrow H_{2}S + CO_{2} + Hg^{2+} + 2H_{2}O [7]$$

Oremland *et al.* (1995) et Marvin-DiaPasquale *et al.* (2000) ont posé l'hypothèse que les méthanogènes et les bactéries sulfatoréductrices pourraient simultanément soutenir la déméthylation du méthylmercure par déméthylation oxydative, puisqu'on propose que le méthylmercure soit

simplement métabolisé en concomitance avec de petits substrats organiques (*p. ex.*, des composés C1) et qu'il ne représente pas un substrat énergétique, ni pour un groupe ni pour l'autre.

On a surveillé l'importance relative de la déméthylation réductive par rapport à la déméthylation oxydative dans des conditions aérobies et anaérobies (Oremland et al., 1991). Selon les résultats, les micro-organismes aérobies et anaérobies soutiendraient tous la déméthylation du méthylmercure dans les sédiments, mais aucun groupe ne semble dominer un type de sédiment en particulier. Par exemple, la déméthylation aérobie dans les sédiments estuariens semble se faire par la voie réductive lyase organomercurielle, parce que le CH, (équation 5) en est le seul produit (c.-à-d. que ni CO. ni H₂S n'ont été formés; équations 6 et 7). Par contre, la déméthylation aérobie dans les sédiments d'eau douce, ainsi que la déméthylation anaérobie dans tous les sédiments examinés, a produit principalement du CO_a. Ce résultat indique la présence d'une voie oxydative, possiblement une voie dans laquelle le méthylmercure sert d'analogue à des substrats de carbone. Par conséquent, alors que la déméthylation réductive, par la voie opéron *mer*, pourrait survenir le plus souvent dans des conditions estuariennes anaérobies, la déméthylation oxydative survient tant dans des conditions aérobies qu'anaérobies en eau douce et elle est associée à une série de processus microbiens, notamment la dénitrification, la réduction des sulfates et la méthanogénèse (Oremland et al., 1995).

6.4 ÉTUDES DE BILAN MASSIQUE DE LA PRODUCTION DE MÉTHYLMERCURE DANS LES ÉCOSYSTÈMES D'EAU DOUCE CANADIENS

Les études de bilan massique de la production de méthylmercure se sont avérées très utiles pour déterminer les lieux de production et de décomposition du méthylmercure dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce. L'approche de bilan massique convient bien pour quantifier la production nette de méthylmercure dans les sédiments et l'exportation subséquente de méthylmercure dans les eaux sus-jacentes des lacs (intégrée dans le temps et l'espace). Elle n'a pas à s'appuyer sur des mesures directes de méthylation du Hg²⁺ et de déméthylation du méthylmercure dans les sédiments, qui ne sont pas toujours représentatives des taux réels à cause des effets de pointes et de la répartition géographique hautement variable des taux de méthylation et de déméthylation au sein d'un même plan d'eau. Les études de bilan massique comparent les apports de méthylmercure vers les écosystèmes aquatiques d'eau douce (p. ex., dans les précipitations et les eaux de ruissellement des bassins versants voisins) aux pertes de méthylmercure (p. ex., par le débit sortant ou la déméthylation dans la colonne d'eau, en particulier la photodéméthylation) [figure 6.1]. La différence nette entre les entrées et les sorties sert à déterminer la quantité de méthylmercure que produit l'écosystème aquatique par unité de surface. Les études de bilan massique sont également utiles pour déterminer les lieux où le méthylmercure est généralement produit et les types d'écosystèmes aquatiques les plus efficaces pour la méthylation du Hg²⁺. Malheureusement, les études de bilan massique sont coûteuses parce qu'elles nécessitent de nombreuses infrastructures (déversoirs hydrologiques, collecteurs de précipitation, etc.) et doivent souvent se poursuivre sur plusieurs années pour révéler la variation d'une année à l'autre des taux de production et de dégradation. En conséquence, très peu d'études de bilan massique sur des écosystèmes d'eau douce non perturbés ont été réalisées au Canada et un plus grand nombre d'études de ce genre est nécessaire

pour améliorer notre compréhension des sources de méthylmercure dans différents types d'écosystèmes d'eau douce. Le tableau 6.6 résume les résultats de deux études menées dans des écosystèmes aquatiques d'eau douce canadiens. La première a été réalisée sur le lac 240, un lac oligotrophe du bouclier boréal d'une superficie de 44.1 ha et d'une profondeur maximale de 13 m, situé dans la région des lacs expérimentaux, au nord-ouest de l'Ontario (Sellers et al., 2001). Le bassin versant du lac 240 est caractérisé par la présence de zones humides. mais aucune d'entre elles ne se draine directement dans le lac 240. La deuxième étude a été réalisée sur l'étang 1 du parc national Quttinirpaag, au nord de l'île d'Ellesmere. L'étang 1 est un complexe de terres humides composé d'un étang central entouré d'une caricaie située le long de la côte du lac ultraoligotrophe Hazen et il est représentatif du type de terres humides présentes dans la région sur le plan des caractéristiques générales, de la végétation et de la chimie de l'eau. Il présente une superficie totale de 0.6 ha et une profondeur maximale d'un mètre. Il ne comportait aucun débit entrant ni aucun débit sortant (durant la période de l'étude) et la majeure partie de ses eaux provenait généralement du ruissellement de fonte des neiges (Lehnherr et al., 2012).

Ces deux études ont révélé que les apports externes de méthylmercure vers les lacs et les étangs sont relativement petits (moins de 5 %) par rapport à la production interne de méthylmercure (dans les sédiments ou la colonne d'eau) et que la photodéméthylation constitue le principal processus de perte de méthylmercure dans la colonne d'eau, en particulier dans les systèmes peu profonds. Outre la production interne, on sait que les zones humides sont d'importantes sources de méthylmercure pour les écosystèmes en aval (p. ex., St. Louis et al., 1996), de sorte que les lacs dont le bassin versant comporte des terres humides en grand nombre ou d'une grande superficie pourraient bien recevoir la majeure partie de leur méthylmercure de ces zones humides plutôt que de leur production interne. Comme dans le cas des résultats de Sellers et al. (2001), une étude de bilan massique sur un lac boréal du Wisconsin (Ecklev et al., 2005) a aussi démontré que la production interne de méthylmercure constitue la plus grande source, suivie par le débit entrant en provenance des

TABLEAU 6.6 Flux externe et interne de méthylmercure du lac 240 (région des lacs expérimentaux) durant la période de stratification de juin à octobre 1995 (Sellers *et al.*, 2001) et de l'étang 1 (nord de l'île d'Ellesmere) en juillet 2005 et 2007 (Lehnherr *et al.*, 2012). Le devenir des apports renvoie au devenir des apports externes et de la production interne.

Flux		Lac 240			Étang 1		
		Flux	Devenir des apports		Flux	Devenir des apports	
	mg	ng/m ⁻² /j ⁻¹	%	μg	ng/m ⁻² /j ⁻¹	%	
Σ Apports externes (A Σ)	13¹	0,25	_	$0,4^{2}$	0,03	_	
Débit sortant (S)	3	0,06	1	0	0	0	
Photodéméthylation (P)	54	1,0	20	179	15	94	
Accumulation dans la colonne d'eau (ΔM)	220	4,2	79	11	1,1	6	
Production interne (PI) ³	264	5,1	_	189	17	_	

¹ Inclut les apports des cours d'eau et les dépôts humides sur la surface du lac.

terres humides, puis par les dépôts et les eaux de ruissellement des hautes terres. Bien qu'on dispose de très peu de données sur les cours d'eau, un récent modèle de bilan massique mis au point pour le fleuve Saint-Laurent a montré que la plus grande source de méthylmercure est le débit entrant des biefs d'amont et que l'élimination du méthylmercure se fait principalement par advection vers les biefs d'aval (Lessard et al., 2013), conformément au débit naturel des écosystèmes fluviaux. Les apports de méthylmercure provenant de la production dans les sédiments benthiques et l'élimination du méthylmercure des eaux fluviales par décantation des particules sédimentaires se sont avérés relativement moins importants dans le bilan massique du fleuve (Lessard et al., 2013).

Les expériences de charges d'isotope stable de mercure dans des écosystèmes entiers s'avèrent aussi extrêmement efficaces en révélant les mouvements du mercure dans les bassins versants, ainsi que les mécanismes et interactions donnant lieu à l'oxydation-réduction et à la méthylation-déméthylation du mercure. Elles peuvent aussi révéler la chronologie des processus menant à la production de méthylmercure et à sa bioamplification dans les réseaux trophiques. Une telle expérience,

l'Expérimentation pour déterminer la charge de mercure atmosphérique au Canada et aux États-Unis (METAALICUS), a été menée à compter de 2001 dans la région des lacs expérimentaux, au nord-ouest de l'Ontario. Là-bas, on a appliqué trois isotopes stables enrichis de mercure inorganique aux zones sèches boisées (200Hq2+), aux zones humides (198Hq2+) et à la surface (202Hg2+) du lac 658 sur sept années (de 2001 à 2007), après quoi on a laissé le lac se rétablir. Les applications d'isotopes ont augmenté les dépôts de Hg2+ locaux annuels d'un facteur d'environ sept, soit l'équivalent des taux de dépôts humides dans l'est de l'Amérique du Nord. Malheureusement, seuls les résultats de bilan massique des trois premières années de charges ont été publiés (Harris et al., 2007). Ils montrent que les concentrations de méthylmercure dans le poisson réagissent rapidement aux modifications des charges de Hg2+, mais par contre, pratiquement la totalité de l'augmentation des concentrations de méthylmercure dans le poisson découlait du Hg²⁺ s'étant déposé directement à la surface du lac (Harris et al., 2007). Moins de 1 % des isotopes Hg²⁺ des zones sèches du bassin versant ont été exportés vers le lac. Aucun nouvel « état stable » n'a été atteint durant les trois premières années de l'expérience de charges et, en fait, les concentrations d'isotopes de mercure du lac continuaient de

² Inclut les dépôts humides sur la surface de l'étang (c.-à-d., qu'il n'y avait aucun débit entrant vers l'étang).

³ PI = Δ M - A Σ + P + S (où la production interne peut survenir dans les sédiments ou la colonne d'eau)

s'accroître dans les biotes du lac, et les exportations d'isotopes de mercure du bassin versant vers le lac augmentaient lentement (Harris *et al.*, 2007). Une publication exposant les résultats des sept années de charges et de la période de rétablissement de quatre années est actuellement en voie de rédaction.

6.5 ORIENTATIONS DES RECHERCHES FUTURES EN VUE D'AMÉLIORER NOTRE COMPRÉHENSION DE LA PRODUCTION NETTE DE MÉTHYLMERCURE DANS LES ÉCOSYSTÈMES D'EAU DOUCE CANADIENS

Le présent chapitre décrivait en détail les processus d'oxydation et de réduction du mercure, ainsi que de méthylation et de déméthylation du mercure, y compris les lieux où surviennent ces processus dans les écosystèmes d'eau douce canadiens. La répartition entre ces processus est responsable de la production *nette* de méthylmercure et de son accumulation dans les écosystèmes d'eau douce, ainsi que des concentrations de méthylmercure qui influencent sa bioaccumulation dans les organismes et sa bioamplification dans les réseaux trophiques. Les études de bilan massique se sont avérées extrêmement utiles pour quantifier la production de méthylmercure à une échelle spatiale et temporelle significative (contrairement aux expériences d'essais sur la méthylation qui ont pour résultat l'instantané d'un lieu donné à un moment donné) et pour identifier les types d'écosystèmes d'eau douce les plus susceptibles d'être des sources de méthylmercure. En dépit de leur grande utilité, très peu d'études de bilan massique du méthylmercure ont été entreprises dans les écosystèmes d'eau douce canadiens et il en faut davantage, en particulier des études à moyen et à long terme pour examiner le caractère saisonnier et la variabilité d'une année à l'autre de la production de méthylmercure dans divers écosystèmes d'eau douce. Par exemple, la plupart des données ont été recueillies

en été, de sorte que des études de bilan massique s'étendant jusqu'à l'automne ou à l'hiver feraient la lumière sur le devenir ultime du méthylmercure produit en été, alors que la méthylation du Hg²⁺ tend à dominer. Les orientations des recherches futures au Canada devraient aussi comprendre d'autres expériences de charges d'isotopes stables telles METAALICUS. S'il est vrai que les résultats de l'expérience METAALICUS seront hautement transférables à d'autres écosystèmes d'eau douce, le lac et le bassin versant examinés dans cette expérimentation ne représentent pas tous les types de systèmes aquatiques du Canada, par exemple, ceux des Prairies canadiennes, du bouclier boréal et de l'Extrême-Arctique. Quand elles sont réalisées de manière responsable, les expérimentations de charges sur des écosystèmes entiers de ce genre peuvent s'avérer extrêmement efficaces et bien plus informatives que des expériences sur des composés d'écosystème individuels isolés, tels des carottes de sédiments ou des essais d'incubation en flacon ou en sac à court terme. Seules des quantités extrêmement petites de Hg2+ isotopique doivent être ajoutées aux écosystèmes expérimentaux pour que ce genre d'études soit informatif (c.-à-d., l'équivalent de la quantité déjà présente dans les dépôts atmosphériques), de sorte qu'elles ne représentent pas une menace supplémentaire ou importante pour l'environnement.

L'utilisation émergente de fractionnement naturel d'isotopes de mercure pourrait se révéler prometteuse pour mieux comprendre les processus biogéochimiques du mercure survenant dans les écosystèmes aquatiques canadiens, ainsi que la détermination potentielle des sources d'émission qui entraînent les dépôts du Hg²⁺ dans ces systèmes. Sept isotopes stables de mercure existent naturellement dans l'environnement et ils s'y trouvent selon des rapports précis, principalement déterminés par l'abondance naturelle de chacun des isotopes. Les chercheurs apprennent lentement quels sont les processus biogéochimiques et photochimiques responsables du fractionnement des isotopes de mercure et donc, de la modification des rapports isotopiques du mercure dans divers milieux naturels (p. ex., atmosphère, sédiments ou tissus de poissons). Le fractionnement des isotopes de mercure peut

déprendre de la masse (*p. ex.*, bioamplification) ou non (*p. ex.*, photoréduction du Hg²+ et photodéméthylation du méthylmercure), selon le processus en cause (Bergquist et Blum, 2007). Le type de fractionnement et le nombre de fractionnements des isotopes de mercure peuvent être utiles pour révéler l'importance relative des transformations biogéochimiques menant à la bioaccumulation du mercure dans les réseaux trophiques (Bergquist et Blum, 2007). Une parfaite compréhension du fractionnement des isotopes de mercure pourrait mener à une meilleure compréhension du cycle du mercure dans les écosystèmes d'eau douce canadiens et de la façon dont les activités humaines modifient ces processus naturels.

Enfin. les récents progrès réalisés dans la compréhension de la base génétique de la méthylation du Hg2+ (Parks et al., 2013) ont ouvert la porte à la conception de nouveaux outils pour comprendre la production de méthylmercure, comme des biomarqueurs moléculaires pouvant servir à détecter et à quantifier la méthylation du Hg²⁺ (Poulain et Barkay, 2013). Par ailleurs, connaître les gènes responsables de la méthylation permet le recours à de nouvelles approches pour identifier les facteurs environnementaux qui favorisent ou inhibent la méthylation au moyen d'enquêtes sur les facteurs qui déclenchent l'expression des gènes de la méthylation (Poulain et Barkay, 2013). Ainsi, ces techniques moléculaires pourraient apporter un nouvel éclairage sur le mécanisme de méthylation du Hq2+ dans divers écosystèmes et procurer aux chercheurs des moyens d'évaluer l'aptitude d'un milieu à induire la méthylation ou l'efficacité des potentielles stratégies d'assainissement (Poulain et Barkay, 2013).

6.6 RÉFÉRENCES

Amyot M., Lean D., Mierle G., 1997a. Photochemical formation of volatile mercury in high Arctic lakes. Environmental Toxicology and Chemistry 16, 2054-2063.

Amyot, M., Gill G.A., Morel, F.M.M., 1997b. Production and loss of dissolved gaseous mercury in coastal seawater. Environmental Sciences & Technology 31, 3606-3611.

Amyot M., Mierle G., Lean D., McQueen D.J., 1997c. Effect of solar radiation on the formation of dissolved gaseous mercury in temperate lakes. Geochimica et Cosmochimica Acta 61, 975-987.

Amyot M., Lean D.R.S., Poissant L., Doyon M.-R., 2000. Distribution and transformation of elemental mercury in the St. Lawrence River and Lake Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57, 155-163.

Amyot, M., Auclair, J.C., Poissant, L., 2001. In situ high temporal resolution analysis of elemental mercury in natural waters. Analytica Chimica Acta 447, 153-159.

Amyot M., Southworth G., Lindberg S.E., Hintelmann H., Lalonde J.D., Ogrinc N., Poulain A.J., Sandilands K.A., 2004. Formation and evasion of dissolved gaseous mercury in large enclosures amended with 200HgCl₂. Atmospheric Environment 38, 4279-4289.

Andersson M.E., Gårdfeldt K., Wängberg I., Strömberg D., 2008. Determination of Henry's law constant for elemental mercury. Chemosphere 73, 587-592.

Arnold, R.G., Hoffmann, M.R., Dichristina, T.J., Picardal, F.W., 1990. Regulation of dissimilatory Fe³⁺ reduction activity in Shewanella putrefaciens. Applied and Environmental Microbiology 56, 2811-2817.

Bak, F., Pfennig, N. 1991. Microbial sulfate reduction in littoral sediment of Lake Constance. FEMS Microbiology Ecology 85, 31-42. Barkay, T., Gillman, M., Turner, R.R., 1997. Effects of dissolved organic carbon and salinity on bioavailability of mercury. Applied and Environmental Microbiology 63, 4267-4271.

Barkay, T., Miller, S.M., Summer, A.O., 2003. Bacterial mercury resistance from atoms to ecosystems. FEMS Microbiology Reviews 27, 355-384.

Baumgarnter, L.K., Reid, R.P., Dupraz, C., Decho, A.W., Buckley, D.H., Spear, J.R., Przekop, K.M., Vissher, P.T. 2006. Sulfate reducing bacteria in microbial mats: changing paradigms, new discoveries. Sedimentary Geology 185, 131-145.

Benoit, J.M., Gilmour, C.C., Mason, R.P., Heyes, A., 1999. Sulfide controls on mercury speciation and bioavailability to methylating bacteria in sediment pore waters. Environmental Science & Technology 33, 951-957.

Benoit, J.M., Gilmour, C.C., Mason, R.P., 2001. The influence of sulfide on solid phase mercury bioavailability for methylation by pure cultures of Desulfobulbus propionicus (1pr3). Environmental Science & Technology 35, 127-132.

Benoit, J.M., Gilmour, C.C., Heyes, A., Mason, R.P., Miller, C.L., 2003. Geochemical and biological controls over methylmercury production and degradation in aquatic ecosystems. Biogeochemistry of Environmentally Important Trace Elements 835, 262-297.

Benoit, J.M., Shull, D.H., Robinson, P., Ucran, L.R. 2006. Infaunal burrow densities and sediment monomethyl mercury distribution in Boston Harbour Massachusetts. Marine Chemistry 102, 123-133.

Bergquist, B.A., Blum, J.D., 2007. Mass-dependent and -independent fractionation of Hg isotopes by photoreduction in aquatic systems. Science 318, 417-420.

Black, F.J., Poulin, B.A., Flegal, A.R., 2012. Factors controlling the abiotic photo-degradation of monomethylmercury in surface waters. Geochimica et Cosmochimica Acta 84, 492-507.

Bodaly R.A., Rudd, J.W.M., Fudge R.J.P., Kelly C.A., 1993. Mercury concentrations in fish related to size of remote Canadian Shield Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50, 980-987.

Caron, S., Lucotte, M., 2008. Regional and Seasonal Inputs of Mercury into Lake St. Pierre (St. Lawrence River), a Major Commercial and Sports Fisheries in Canada. Water, Air and Soil Pollution 195, 85–97.

Celo, V., Lean, D.R.S., Scott, S.L., 2006). Abiotic methylation of mercury in the aquatic environment. Science of the Total Environment 368, 126-137,

Chen, J., Pehkonen, S.O., Lin, C-J., 2003. Degradation of monomethylmercury chloride by hydroxyl radicals in simulated natural waters. Water Research 37, 2496-2504.

Chételat, J., Amyot, M., Cloutier, L., Poulain, A., 2008. Metamorphosis in chironomids, more than mercury supply, controls methylmercury transfer to fish in High Arctic lakes. Environmental Science & Technology 42, 9110-9115.

Chételat, J., 2010. Water concentrations of mercury in a Devon Island river, unpublished data. National Wildlife Research Centre, Environment Canada.

Chételat, J., Amyot, M., Garcia, E. 2011. Habitatspecific bioaccumulation of methylmercury in invertebrates of small mid-latitude lakes in North America. Environmental Pollution 159, 10-17.

Choi, S.C., Bartha, R., 1994. Environmental-factors affecting mercury methylation in estuarine sediments. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 53, 805-812.

Cleckner, L.B., Gilmour, C.C., Hurley, J.P., Krabbenhoft, D.P., 1999. Mercury methylation in periphyton of the Florida Everglades. Limnology and Oceanography 44, 1815-1825.

Compeau, G.C., Bartha, R., 1985. Sulfate-reducing bacteria - principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment. Applied and Environmental Microbiology 50, 498-502.

Cremona, F., Hamelin, S., Planas, D., Lucotte, M., 2009. Sources of organic matter and methylmercury in littoral macroinvertebrates: a stable isotope approach. Biogeochemistry 94, 81–94.

Daguene V., McFall E., Yumvihoze E., Xiang S.R., Amyot M., Poulain A.J., 2012. Divalent base cations hamper Hg-II uptake. Environmental Science & Technology 46: 6645-6653.

Deng, L., Fu, D.F., Deng, N.S., 2009. Photo-induced transformations of mercury (II) species in the presence of algae, Chlorella vulgaris. Journal of Hazardous Materials 164, 798-805.

Deonarine, A., Hsu-Kim, H., 2009. Precipitation of mercuric sulfide nanoparticles in NOM-containing water: Implications for the natural environment. Environmental Science & Technology 43: 2368–2373.

Desrosiers, M., Planas, D., Mucci, A., 2006. Mercury Methylation in the Epilithon of Boreal Shield Aquatic Ecosystems. Environmental Science and Technology 40, 1540-1546.

Drott, A., Lambertsson, L., Bjorn, E., Skyllberg, U., 2007. Importance of dissolved neutral mercury sulfides for methyl mercury production in contaminated sediments. Environmental Science & Technology 41, 2270-2276.

Drott, A., Lambertsson, L., Bjorn, E., Skyllberg, U., 2008. Do potential methylation rates reflect accumulated methyl mercury in contaminated sediments? Environmental Science & Technology 42, 153-158.

Eckley, C.S., Watras, C.J., Hintelmann, H., Morrison, K., Kent, A.D., Regnell, O., 2005. Mercury methylation in the hypolimnetic waters of lakes with and without connection to wetlands in northern Wisconsin. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62, 400-411.

Eckley, C.S., Hintelmann, H., 2006. Determination of mercury methylation potentials in the water column of lakes across Canada. Science of the Total Environment 368, 111-125.

Emmerton, C.A., Graydon, J.A., Gareis, J.A.L., St. Louis, V.L., Lesack, L.F.W., Banack, J.K.A., Hicks, F., Nafziger, J., 2013. Mercury export to the Arctic Ocean from the Mackenzie River, Canada. Environmental Science & Technology, in press.

Evans, M.S., Lockhart, L., Doetzel, L., Low, G., Muir, D., Kidd, K.A., Stephens, G.R., Delaronde, J., 2005. Elevated mercury concentrations in fish in lakes in the Mackenzie River Basin: The role of physical, chemical, and biological factors. Science of the Total Environment 351–352, 479–500.

Fleming, E.J., Mack, E.E., Green, P.G., Nelson, D.C., 2006. Mercury methylation from unexpected sources: Molybdate-inhibited freshwater sediments and an iron-reducing bacterium. Applied and Environmental Microbiology 72, 457-464.

Furutani, A., Rudd, J.W.M., 1980. Measurement of mercury methylation in lake water and sediment samples. Applied Environmental Microbiology 40, 770-776

Gantner, N., Muir, D.C., Power, M., Iqaluk, D., Reist, J.D., Babaluk, J.A., Meili, M., Borg, H., Hammar, J., Michaud, W., Dempson, B., Solomon, K.R., 2010a. Mercury concentrations in landlocked Arctic char (Salvelinus alpinus) from the Canadian Arctic. Part II: Influence of lake biotic and abiotic characteristics on geographic trends in 27 populations. Environmental Toxicology and Chemistry 29, 633-643.

Gantner, N., Power, M., Iqaluk, D., Meili, M., Borg, H., Sundbom, M., Solomon, K.R., Lawson, G., Muir, D.C., 2010b. Mercury concentrations in landlocked Arctic char (Salvelinus alpinus) from the Canadian Arctic. Part I: Insights from trophic relationships in 18 lakes. Environmental Toxicology and Chemistry 29, 621-632.

Garcia E., Amyot M., Ariya P.A., 2005a. Relationship between DOC photochemistry and mercury redox transformations in temperate lakes and wetlands. Geochimica et Cosmochimica Acta 69, 1917-1924.

Garcia E., Poulain A.J., Amyot M., Ariya P.A., 2005b. Diel variations in photoinduced oxidation of Hg⁰ in freshwater. Chemosphere 59, 977-981.

Garcia E., Laroulandie J., Saint-Simon X.R., Amyot M., 2006. Temporal and spatial distribution and production of dissolved gaseous mercury in the Bay St. François wetland, in the St. Lawrence River, Quebec, Canada. Geochimica et Cosmochimica Acta 70, 2665-2678.

Gårdfeldt, K., Sommar, J., Strömberg, D., Feng, X., 2001. Oxidation of atomic mercury by hydroxyl radicals and photoinduced decomposition of methylmercury in the aqueous phase. Atmospheric Environment 35, 3039-3047.

Gilmour, C.C., Henry, E.A., 1991. Mercury methylation in aquatic systems affected by acid deposition. Environmental Pollution 71, 131-169.

Gilmour, C.C., Henry, E.A., Mitchell, R., 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in fresh-water sediments. Environmental Science & Technology 26, 2281-2287.

Gilmour, C.C., Riedel, G.S. 1995. Measurement of Hg methylation in sediments using high specific activity Hg-203 and ambient incubation. Water, Air and Soil Pollution, 80, 747-756.

Gilmour, C.C., Riedel, G.S., Ederington, M.C., Bell, J.T., Benoit, J.M., Gill, G.A., Stordal, M.C., 1998. Methylmercury concentrations and production rates across a trophic gradient in the northern Everglades. Biogeochemistry 40, 327-345.

Golding G.R., Kelly C.A., Sparling R., Loewen P.C., Rudd, J.W.M., Barkay T., 2002. Evidence for facilitated uptake of Hg(II) by Vibrio anguillarum and Escherichia coli under anaerobic and aerobic conditions. Limnology and Oceanography 47, 967-975.

Golding G.R., Sparling R., Kelly C.A., 2008. Effect of pH on intracellular accumulation of trace concentrations of Hg(II) in Eschericia coli under anaerobic conditions as measured using a mer-lux bioreporter. Applied Environmental Microbiology 74, 667-675.

Goulet, R.R., Holmes, J., Page, B., Poissant, L., Siciliano, S.D., Lean, D.R.S., Wang, F., Amyot, M., Tessier, A., 2007. Mercury transformations and fluxes in sediments of a riverine wetland. Geochimica et Cosmochimica Acta 71, 3393-3406.

Graham, A.M., Aiken, G.R., Gilmour, C.C., 2012. Dissolved organic matter enhances microbial mercury methylation under sulfidic conditions. Environmental Science & Technology 46, 2715–2723.

Graydon, J.A., Emmerton, C.A., Lesack, L.F.W., Kelly, E.N., 2009. Mercury in the Mackenzie River delta and estuary: Concentrations and fluxes during open-water conditions. Science of the Total Environment 407, 2980-2988.

Gu, B.H., Bian, Y.R., Miller, C.L., Dong, W.M., Jiang, X, Liang, L.Y. 2011. Mercury reduction and complexation by natural organic matter in anoxic environments. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108, 1479-1483.

Hall, B.D., Baron, L.A., Somers, C.M., 2009. Mercury concentrations in surface water and harvested waterfowl from the Prairie Pothole Region of Saskatchewan. Environmental Science & Technology 43, 8759-8766.

Halm, D.R., Dornblaser, M.M., 2007. Water and sediment quality in the Yukon River and its tributaries between Atlin, British Columbia, Canada, and Eagle, Alaska, USA: 2004, in: U.S. Geological Survey Open-File Report 2007-1197, USGS, p. 120.

Hamelin, S., Amyot, M., Barkay, T., Wang, Y.P., Planas, D., 2011. Methanogens: principal methylators of mercury in lake periphyton. Environmental Science & Technology 45, 7693–7700.

Hammerschmidt, C.R., Fitzgerald, W.F., 2006. Photodecomposition of methylmercury in an arctic Alaskan lake. Environmental Science & Technology 40, 1212-1216.

Hammerschmidt, C.R., Fitzgerald, W.F., 2010. Iron-mediated photochemical decomposition of methylmercury in an Arctic Alaskan lake. Environmental Science & Technology 44, 6138-6143

Hare, A., Stern, G.A., Macdonald, R.W., Kuzyk, Z.Z., Wang, F.Y., 2008. Contemporary and preindustrial mass budgets of mercury in the Hudson Bay Marine System: the role of sediment recycling. Science of the Total Environment 406, 190-204.

Harris, R.C., Rudd, J.W.M., Amyot, M., Babiarz, C.L., Beaty, K.G., Blanchfield, P.J., Bodaly, R.A., Branfireun, B.A., Gilmour, C.C., Graydon, J.A., Heyes, A., Hintelmann, H., Hurley, J.P., Kelly, C.A., Krabbenhoft, D.P., Lindberg, S.E., Mason, R.P., Paterson, M.J., Podemski, C.L., Robinson, A., Sandilands, K.A., Southworth, G.R., St.Louis, V.L., Tate, M.T., 2007. Whole-ecosystem study shows rapid fish-mercury response to changes in mercury deposition. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 104, 16586-16591.

Hecky, R.E., Hesslein, R.H., 1995. Contributions of benthic algae to lake food webs as revealed by stable isotope analysis. Journal of the North American Benthological Society 14, 631-653.

Hintelmann, H., Evans, R. D., Villeneuve, J.Y., 1995. Measurement of mercury methylation in sediments by using enriched stable mercury isotopes combined with methylmercury determination by gas-chromatography inductively-coupled plasma-mass spectrometry. Journal of Analytical Atomic Spectrometry 10, 619-624.

Hintelmann, H., 2010. Organomercurials: their formation and pathways in the environment. Metal lons in Life Sciences 7: 365–401.

Inoko, M., 1981. Studies on the photochemical decomposition of organomercurials – methylmercury (II) chloride. Environmental Pollution (Series B) 2, 3-10.

Jay, J.A., Morel, F.M.M., Hemond, H.F., 2000. Mercury speciation in the presence of polysulfides. Environmental Science & Technology 34, 2196-2200.

Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., 1984. Epilimnetic sulfate reduction and its role in lake acidification. Biogeochemistry I, 6377.

Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., Bodaly, R.A., Roulet, N.P., St.Louis, V.L., Heyes, A., Moore, T.R., Schiff, S., Aravena, R., Scott, K.J., Dyck, B., Harris, R., Warner, B., Edwards, G., 1997. Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir. Environmental Science & Technology 31, 1334-1344.

Kelly C.A., Rudd J.W.M., Holoka M.H., 2003. Effect of pH on mercury uptake by an aquatic bacterium: implications for Hg cycling. Environmental Science & Technology 37, 2941-2946.

Kerin, E.J., Gilmour, C.C., Roden, E., Suzuki, M.T., Coates, J.D., Mason, R.P. 2006. Applied and Environmental Microbiology 72, 7919-7921.

King, J.K., Kostka, J.E., Frischer, M.E., Saunders, F.M., 2000. Sulfate-reducing bacteria methylate mercury at variable rates in pure culture and in marine sediments. Applied and Environmental Microbiology 66, 2430-2437.

King, J.K., Kostka, J.E., Frischer, M.E., Saunders, F.M., Jahnke, R.A., 2001. A quantitative relationship that demonstrates mercury methylation rates in marine sediments are based on the community composition and activity of sulfate-reducing bacteria. Environmental Science & Technology 35, 2491-2496.

Kirk, J.L., St. Louis, V.L., 2009. Multiyear total and methyl mercury exports from two major sub-Arctic rivers draining into Hudson Bay, Canada. Environmental Science & Technology 43, 2254-2261.

Korthals, E.T., Winfrey, M.R., 1987. Seasonal and spatial variations in mercury methylation and demethylation in an oligotrophic lake. Applied and Environmental Microbiology 53, 2397-2404.

Krabbenhoft, D.P., Gilmour, C.C., Benoit, J.M., Babiarz, C.L., Andren, A.W., Hurley, J.P., 1998. Methyl mercury dynamics in littoral sediments of a temperate seepage lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55, 835-844.

Lalonde J.D., Amyot M., Kraepiel A.M., Morel F.M.M., 2001. Photooxidation of Hg(0) in artificial and natural waters. Environmental Science & Technology 35, 1367-1372.

Lalonde J.D., Amyot M., Orvoine J., Morel F.M.M., Auclair J.-C., Ariya P.A., 2004. Photoinduced oxidation of Hg⁰(aq) in the waters from the St. Lawrence Estuary. Environmental Science & Technology 38, 508-514.

Lambertsson, L., Nilsson, M., 2006. Organic material: the primary control on mercury methylation and ambient methyl mercury concentrations in estuarine sediments. Environmental Science & Technology 40, 1822–1829.

Leitch, D.R., Carrie, J., Lean, D.R.S., Macdonald, R., Stern, A.G., Wang, F. 2007. The delivery of mercury to the Beaufort Sea of the Arctic Ocean by the Mackenzie River. Science of the Total Environment 373, 178-195.

Lehnherr, I., St. Louis, V.L., 2009. Importance of ultraviolet radiation in the photodemethylation of methylmercury in freshwater ecosystems. Environmental Science & Technology 43, 5692-5698.

Lehnherr, I., St. Louis, V.L., Hintelmann, H., Kirk, J.L., 2011. Methylation of inorganic mercury in polar marine waters. Nature Geoscience 4, 298-302.

Lehnherr, I., St. Louis, V.L. Kirk, J.L., 2012a. Methylmercury cycling in High Arctic wetland ponds: controls on sedimentary production. Environ. Sci. Technol. Environmental Science & Technology 46, 10523-10531.

Lehnherr, I., St. Louis, V.L., Emmerton, C.A., Barker, J.D., Kirk, J.L., 2012b. Methylmercury cycling in High Arctic wetland ponds: Sources and sinks. Environmental Science & Technology 46, 10514-10522.

Lessard, C.R., Poulain, A.J., Ridal, J.J., Blais, J.M. 2013. Steady-state mass balance model for mercury in the St. Lawrence River near Cornwall, Ontario, Canada. Environmental Pollution 174, 229-235.

Lin, C.J., Pehkonen, S.O., 1997. Aqueous free radical chemistry of mercury in the presence of iron oxides and ambient aerosol. Atmospheric Environment 31, 4125-4137.

Loseto, L.L., Lean, D.R.S., Siciliano, S.D., 2004. Snowmelt sources of methylmercury to high arctic ecosystems. Environmental Science & Technology 38, 3004-3010. Marvin-DiPasquale, M.C., Oremland, R.S. 1998. Bacterial methylmercury degradation in Florida Everglades peat sediment. Environmental Science & Technology 32, 2556-2563.

Marvin-DiPasquale, M., Agee, J., McGowan, C., Oremland, R.S., Thomas, M., Krabbenhoft, D., Gilmour, C.C., 2000. Methyl-mercury degradation pathways: A comparison among three mercury-impacted ecosystems. Environmental Science & Technology 34, 4908-4916.

Matilainen, T., Verta, M., Niemi, M., Uusirauva, A., 1991. Specific rates of net methylmercury production in lake sediments. Water, Air and Soil Pollution 56, 595–605.

Matilainen, T., Verta, M., 1995. Mercury methylation and demethylation waters. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52, 1597-1608.

Mauro, J.B.N., Guimaraes, J.R.D., Melaned, R., 1999. Mercury methylation in a tropical macrophyte: influence of abiotic parameters. Applied Organometallic Chemistry 13, 631-636.

Mauro, J.B.N., Guimaraes, J.R.D., Hintelmann, H., Watras, C.J., Haack, E.A., Coelho-Souza, S. A., 2002. Mercury methylation in macrophytes, periphyton, and water - comparative studies with stable and radio-mercury additions. Analytical and Bioanalytical Chemistry 374, 983-989.

McIntyre, P.B., Michel, E., Olsgard, M., 2006. Top-down and bottom-up controls on periphyton biomass and productivity in Lake Tanganyika. Limnology and Oceanography 51, 1514–1523.

Miskimmin, B.M., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., 1992. The influence of dissolved organic carbon, pH, and respiration on mercury methylation and demethylation in lake water. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49, 17-22.

Mitchell, C.P.J., Branfireun, B.A., Kolka, R.K., 2008a. Spatial characteristics of net methylmercury production hot spots in peatlands. Environmental Science & Technology 42, 1010–1016.

Mitchell, C.P.J., Branfireun, B.A., Kolka, R.K., 2008b. Assessing carbon and sulfate controls on net methylmercury production in peatlands: an in situ mesocosm approach. Applied Geochemistry 23, 503–518.

Morel, F. M. M., Kraepiel, A. M. L. & Amyot, M., 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. Annual Review of Ecology and Systematics 29, 543-566.

Munthe, J., Bodaly, R.A., Branfireun, B.A., Driscoll, C.T., Gilmour, C.C., Harris, R., Horvat, M., Lucotte, M. & Malm, O., 2007. Recovery of mercury-contaminated fisheries. Ambio 36, 33-44.

Muresan, B., Cossa, D., Richard, S., Dominique, Y., 2008. Monomethylmercury sources in a tropical artificial reservoir. Applied Geochemistry 23, 1101-1126.

Oiffer, L., Siciliano, S.D., 2009. Methyl mercury production and loss in Arctic soil. Science of the Total Environment 407, 1691-1700.

O'Driscoll, N.J., Beauchamp, S., Siciliano, S.D., Rencz, A.N., Lean, D.R.S., 2003. Continuous analysis of dissolved gaseous mercury (DGM) and mercury flux in two freshwater lakes in Kejimkujik Park, Nova Scotia: Evaluating mercury flux models with quantitative data. Environmental Science & Technology 37, 2226-2235.

O'Driscoll N.J., Lean D.R.S., Loseto L.L., Carignan R., Siciliano S.D., 2004. Effect of dissolved organic carbon on the photoproduction of dissolved gaseous mercury in lakes: potential impacts of forestry. Environmental Science & Technology 38, 2664-2672.

O'Driscoll, N. J., Rencz, A. N. & Lean, D. R. S., 2005. Review of factors affecting mercury fate in Kejimkujik Park, Nova Scotia. Mercury Cycling in a Wetland-Dominated Ecosystem: Multidisciplinary Study, pp 5-17, SETAC, FL (USA).

O'Driscoll N.J., Siciliano S.D., Lean D.R.S., Amyot M., 2006a. Gross photoreduction kinetics of mercury in temperate freshwater lakes and rivers: Application to a general model of DGM dynamics. Environmental Science & Technology 40, 837-843.

O'Driscoll, N.J., Siciliano, S.D., Peak, D., Carignan, R., Lean, D.R.S., 2006b. The influence of forestry activity on the structure of dissolved organic matter in lakes: Implications for mercury photoreactions. Science of the Total Environment 366, 880-893.

Oremland, R S., Culbertson, C.W., Winfrey, M.R., 1991. Methylmercury decomposition in sediments and bacterial cultures - involvement of methanogens and sulfate reducers in oxidative demethylation. Applied and Environmental Microbiology 57, 130-137.

Oremland, R.S., Miller, L.G., Dowdle, P., Connell, T., Barkay, T., 1995. Methylmercury oxidative-degradation potentials in contaminated and pristine sediments of the Carson River, Nevada. Applied and Environmental Microbiology 61, 2745-2753.

Pak, K.R., Bartha, R. 1998. Mercury methylation by interspecies hydrogen and acetate transfer between sulfidogens and methanogens. Applied and Environmental Microbiology, 64, 1987-1990.

Parks, J. W., Hamilton, A.L., 1987. Accelerating recovery of the mercury-contaminated Wabigoon English River system. Hydrobiologia 149, 159-188.

Parks, J.M., Johs, A., Podar, M., Bridou, R., Hurt Jr., R.A., Smith, S.D., Tomanicek, S.J., Qian, Y., Brown, S.D., Brandt, C.C., Palumbo, A.V., Smith, J.C., Wall, J.D., Elias, D.A., Liang, L. 2013. The genetic basis for bacterial mercury methylation. Science 339, 1332-1335.

Poulain A.J., Amyot M., Findlay D., Telor S., Barkay T., Hintelmann H., 2004. Biological and photochemical production of dissolved gaseous mercury in a boreal lake. Limnology and Oceanography 49, 2265-2275.

Poulain A.J., Garcia E., Amyot M., Campbell P.G.C., Raofie F., Ariya A., 2007. Biological and Chemical Redox Transformations of Mecury in Fresh and Salt Waters of the High Arctic during Spring and Summer. Environmental Science & Technology 41, 1883-1888.

Poulain, A.J., Barkay, T. 2013. Cracking the mercury methylation code. Science 339, 1280-1281.

Qureshi, A., MacLeod, M., Scheringer, M., Hungerbuehler, K., 2009. Mercury cycling and species mass balances in four North American lakes. Environmental Pollution 157, 452-462.

Ramlal, P.S., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., Furutani, A., 1993. Sites of methyl mercury production in remote Canadian Shield lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50, 972-979.

Ravichandran, M., Aiken, G.R., Ryan, J.N., Reddy, M.M., 1999. Inhibition of precipitation and aggregation of metacinnabar (mercuric sulfide) by dissolved organic matter isolated from the Florida Everglades. Environmental Science & Technology 33, 1418-1423.

Roy, V., Amyot, M., Carignan, R., 2009. Beaver ponds increase methylmercury concentrations in Canadian Shield streams along vegetation and pond-age gradients. Environmental Science & Technology 43, 5605–5611.

Rudd, J.W.M., 1995. Sources of methyl mercury to fresh-water ecosystems - a review. Water Air and Soil Pollution 80, 697-713.

Schaefer, J., Latowski, J., Barkay, T., 2002. Mermediated resistance and volatilization of Hg(II) under anaerobic conditions. Geomicrobiology Journal 19, 87-102.

Schaefer, J.K., Yagi, J., Reinfelder, J.R., Cardona, T., Ellickson, K.M., Tel-Or, S., Barkay, T., 2004. Role of the bacterial organomercury lyase (MerB) in controlling methylmercury accumulation in mercury-contaminated natural waters. Environmental Science & Technology 38, 4304-4311.

Schaefer, J.K., Morel, F.M.M., 2009. High methylation rates of mercury bound to cysteine by Geobacter sulfurreducens. Nature Geoscience 2, 123-126.

Schaefer, J.K., Rocks, S.S., Zheng, W., Liang, L.Y., Gu, B.H., Morel, F.M.M., 2011. Active transport, substrate specificity, and methylation of Hg(II) in anaerobic bacteria. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108, 8714-8719.

Selifonova O., Burlage R., Barkay, T., 1993. Bioluminescent sensors for detection of bioavailable Hg(II) in the environment. Applied Environmental Microbiology 59: 3083-3090.

Sellers, P., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., MacHutchon, R.A., 1996. Photodegredation of methylmercury in lakes. Nature 380, 694-697.

Sellers, P., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., 2001. Fluxes of methylmercury to the water column of a drainage lake: the relative importance of internal and external sources. Limnology and Oceanography 46, 632-631.

Semkin, R.G., Mierle, G., Neureuther, R.J., 2005. Hydrochemistry and mercury cycling in a High Arctic watershed. Science of the Total Environment 342, 199-221.

Si, L., Ariya, P.A., 2008. Reduction of oxidized mercury species by dicarboxylic acids (C(2)-C(4)): Kinetic and product studies. Environmental Science & Technology 42, 5150-5155.

Si, L., Ariya, P.A., 2011. Aqueous photoreduction of oxidized mercury species in presence of selected alkanethiols. Chemosphere 84. 1079-1084.

Siciliano, S.D., O'Driscoll, N.J., Lean, D.R.S., 2002. Microbial reduction and oxidation of mercury in freshwater lakes. Environmental Science & Technology 36, 3064-3068.

Siciliano, S.D., O'Driscoll, N.J., Lean, D.R.S., 2003. Dissolved gaseous mercury profiles in freshwaters, in: Cai, Y. and Braids, O.C. (Eds.), Biogeochemistry of environmentally important trace elements. ACS symposium series #835, ACS, USA.

St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Beaty, K.G., Flett, R.J., Roulet, N.T., 1996. Production and loss of methylmercury and loss of total mercury from boreal forest catchments containing different types of wetlands. Environmental Science & Technology 30, 2719-2729.

St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Bodaly, R.A., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Hesslein, R.H., Heyes, A., Majewski, A.R., 2004. The rise and fall of mercury methylation in an experimental reservoir. Environmental Science & Technology 38, 1348-1358.

St. Louis, V.L., Sharp, M.J., Steffen, A., May, A., Barker, J., Kirk, J.L., Kelly, D.J.A., Arnott, S.E., Keatley, B., Smol, J.P., 2005. Some sources and sinks of monomethyl and inorganic mercury on Ellesmere island in the Canadian high arctic. Environmental Science & Technology 39, 2686-2701.

Suda, I., Suda, M., Hirayama, K., 1993. Degradation of methyl and ethyl mercury by singlet oxygen generated from sea water exposed to sunlight or ultraviolet light. Archives of Toxicology 67, 365-368.

Sweerts, J.P., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., 1986. Metabolic activities in flocculent surface sediments and underlying sandy littoral sediments. Limnology and Oceanography 31, 330338.

Todorova, S.G., Driscoll, C.T., Jr., Matthews, D.A., Effler, S.W, Hines, M.E., Henry, E.A., 2009. Evidence for regulation of mono methyl mercury by nitrate in a seasonally stratified, eutrophic lake. Environmental Science Technology 43, 6572–6578.

Ullrich, S.M., Tanton, T.W., Abdrashitova, S.A., 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 31, 241-293.

Vost, E.E., Amyot, M., O'Driscoll, N.J., 2012. Chapter 5: Photoreactions of mercury in aquatic systems, in Advances in Environmental Chemistry and Toxicology of Mercury, Liu, G., Cai, Y. and O'Driscoll, N. (Eds.), John Wiley and Sons, 586 pp.

Vost, E.E., 2012. MSc Thesis: Photoreactions of mercury in the freshwater lakes of Kejimkujik National Park, Nova Scotia. Supervisor: O'Driscoll, N.J. Acadia University, Wolfville, NS, Canada.

Watras, C.J., Bloom, N.S., Claas, S.A., Morrison, K.A., Gilmour, C.C., Craig, S.R., 1995a. Methylmercury

production in the anoxic hypolimnion of a dimictic seepage lake. Water Air and Soil Pollution 80, 735-745.

Watras, C.J., Morrison, K.A., Host, J.S., Bloom, N.S., 1995b. Concentration of mercury species in relationship to other site-specific factors in the surface waters of northern Wisconsin lakes. Limnology and Oceanography 40, 556-565.

Watras, C.J., Morrison, K.A., Kent, A., Price, N., Regnell, O., Eckley, C., Hintelmann, H., Hubacher, T., 2005. Sources of methylmercury to a wetlanddominated lake in northern Wisconsin. Environmental Science & Technology 39, 4747-4758.

Winch, S., Praharaj, T., Fortin, D., Lean, D.R.S., 2008. Factors affecting methylmercury distribution in surficial, acidic, base-metal mine tailings. Science of the Total Environment 392, 242-251.

Winfrey. M.R., Rudd, J.W.M., 1990. Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes. Environmental Toxicology and Chemistry 9, 853-869.

Windham-Myers, L., Marvin-Dipasquale, M., Krabbenhoft, D.P., Agee, J.L., Cox, M.H., Heredia-Middleton, P., Coates, C., Kakouros, E., 2009. Experimental removal of wetland emergent vegetation leads to decreased methylmercury production in surface sediment. Journal of Geophysical Research 114, G00C05.

Xiao, Z.F., Stromberg, D., Lindqvist, O., 1995. Influence of humic substances on photolysis of divalent mercury in aqueous-solution. Water, Air and Soil Pollution 80, 789-798.

Zhang, H., Lindberg, S.E., 2001. Sunlight and iron(III)-induced photochemical production of dissolved gaseous mercury in freshwater. Environmental Science & Technology 35, 928-935.

Zhang, T., Hsu-Kim, H., 2010. Photolytic degradation of methylmercury enhanced by binding to natural organic ligands. Nature Geoscience 3, 473-476.

Chapitre 7:

Le mercure en milieu marin : processus et niveaux



Auteur coordinateur : John Chételat

Coauteurs: Jane Kirk, Linda Campbell, Gareth Harding, Lisa Loseto

Fournisseurs de données : Steve Beauchamp, Birgit Braune, Dorothy Durnford, Marlene Evans, Aaron Fisk, Michel Lebeuf, Bailey McMeans

TABLE DES MATIÈRES

7.1 INTRODUCTION	370
7.2 SOURCES DE MERCURE ET TRANSPORT DU MERCURE EN MILIEU MARIN	371
7.2.1 Transport mondial et régional	371
7.2.2 Modèles de bilans massiques des flux de mercure en milieu marin	372
7.3 TRANSFORMATIONS ET PROCESSUS DU MERCURE DANS L'OCÉAN	375
7.3.1 Spéciations et processus du mercure dans l'eau marine	376
7.3.2 Spéciations et processus du mercure dans les sédiments marins	383
7.4 MERCURE DANS LES RÉSEAUX TROPHIQUES MARINS	384
7.4.1 Structure trophique des réseaux alimentaires marins	384
7.4.2 Taux de bioamplification du méthylmercure	386
7.4.3 Effets de l'utilisation de l'habitat et des comportements alimentaires sur l'exposition au méthylmercure	390
7.5 ENQUÊTES RÉGIONALES SUR LE MERCURE DANS LES MILIEUX MARINS CANADIENS	
7.5.1 L'archipel arctique et la mer de Beaufort	
7.5.2 La baie d'Hudson	
7.5.3 La baie de Fundy	
7.5.4 L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent	
7.5.5 La côte du Pacifique	
7.6 RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS	405
7 7 DÉFÉDENCES	400

7.1 INTRODUCTION

Les animaux marins sont d'importants aliments qui exposent les Canadiens au méthylmercure [MeHg] (Dabeka et al., 2004). Les poissons, mollusques et crustacés constituent des aliments de base dans beaucoup de collectivités côtières (Clark et al., 2007; Legrand et al., 2005). Dans le nord du Canada et à Terre-Neuve-et-Labrador, on chasse communément les oiseaux marins et on récolte leurs œufs pour se nourrir. La consommation de mammifères marins constitue une autre source alimentaire de méthylmercure pour les peuples autochtones nordiques (NCP, 2009). Une compréhension scientifique des processus qui soutiennent le cycle du mercure et la bioaccumulation du méthylmercure dans les écosystèmes marins du Canada est donc nécessaire pour évaluer, gérer et atténuer efficacement les risques pour la santé associés au mercure. Cependant, il s'agit là d'un objectif ambitieux, étant donné la diversité des milieux marins présents sur le très long littoral du Canada (202 080 km) qui borde trois grands océans (le Pacifique Nord, l'Arctique et l'Atlantique Nord). Les mouvements du mercure à l'intérieur de ces milieux et entre ceux-ci (par exemple, les estuaires, les plateaux continentaux, les bassins océaniques profonds et la glace de mer) sont complexes en raison de leur ampleur et de leur nature ouverte, des nombreuses voies et transformations qui amènent le mercure dans les systèmes marins et l'en exportent, et de la variété d'habitats comportant de multiples réseaux trophiques qui diffèrent de par leur capacité à traiter et à amplifier biologiquement le mercure.

Il existe un certain nombre d'incertitudes scientifiques clés concernant les mouvements et le devenir du mercure en milieu marin qui s'appliquent directement à la gestion des risques liés à ce métal toxique. Les dépôts atmosphériques constituent la principale source de mercure vers la pleine mer, bien que les quantités de mercure d'origine terrestre demeurent considérables dans les zones côtières. L'incertitude règne en ce qui concerne les délais de réaction du poisson marin aux réductions des dépôts atmosphériques, car ces délais dépendent des propriétés physiques et biologiques des divers bassins océaniques et des principaux sites de

production du méthylmercure qui s'accumule dans les poissons marins (Selin et al., 2010; Sunderland et al., 2009). Dans l'ensemble, les niveaux de méthylmercure dans le poisson marin pélagique devraient diminuer à la suite d'une réduction des dépôts atmosphériques, même s'il faudra sans doute des années, même des dizaines d'années, pour qu'on observe cette diminution (Mason et al., 2012). Il s'agit d'un domaine de recherche actif et la compréhension de ces liens causaux est entravée par le manque de renseignements sur les concentrations de méthylmercure océanique, les processus de production du méthylmercure et les sites dominants de méthylation du mercure dans les océans (Mason et al., 2012; Macdonald et Loseto, 2010; Sunderland et al., 2009: Fitzgerald et al., 2007), Les facteurs qui influent sur la biodisponibilité du mercure dans les systèmes marins, telles la complexation chimique (Schaefer et Morel, 2009; Morel et al., 1998) et les sources et voies par lesquelles le mercure arrive dans les milieux marins (Larose et al., 2011), sont vraisemblablement importants pour déterminer la relation entre les rejets de mercure et les niveaux de mercure dans les biotes. Qui plus est, les niveaux de méthylmercure dans les poissons et les mammifères marins sont clairement reliés aux habitudes alimentaires de ces derniers; néanmoins, il est souvent compliqué de définir ces relations étant donné l'étendue et la diversité des habitats que les biotes marins peuvent occuper, et du fait que les sources de mercure de ces habitats peuvent différer (Senn et al., 2010; Loseto et al., 2008a; Fitzgerald et al., 2007). La plus grande difficulté d'évaluation de la science du mercure en milieu marin en ce qui concerne les stratégies de réduction du mercure réside probablement dans l'intégration de processus qui surviennent à plusieurs échelles différentes (Selin, 2011).

Le principal objectif du présent chapitre consiste à rapporter les progrès scientifiques les plus récents concernant le transport, le cycle et le devenir du mercure dans les écosystèmes marins canadiens. Des modèles de mercure ont été mis au point pour plusieurs écosystèmes marins du Canada et la section 7.2 décrit les renseignements qu'ils fournissent quant à l'importance des diverses voies de transport qui déterminent la quantité de mercure dans ces écosystèmes. La section 7.3 se concentre sur la

spéciation du mercure dans l'eau et les sédiments ainsi que sur les transformations du mercure inorganique et la production d'une forme de mercure plus toxique et plus facile à accumuler dans les organismes vivants, le méthylmercure. La dynamique du réseau trophique joue également un rôle important dans la détermination des niveaux de méthylmercure dans les poissons et les autres animaux marins et ce sont ces processus qui font l'objet de la section 7.4. Les tendances spatiales et temporelles du mercure dans les biotes des milieux marins canadiens sont décrites ailleurs, aux chapitres 10 et 11 de cette évaluation. Certaines régions marines du Canada ont recu plus d'attention scientifique que d'autres. plus précisément l'archipel arctique et la mer de Beaufort, la baie d'Hudson, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, la baie de Fundy et la côte du Pacifique. Notre compréhension du cycle et du devenir du mercure dans ces régions uniques est résumée à la section 7.5. Enfin, la section 7.6 présente le résumé des données scientifiques actuelles et des recommandations pour les futures recherches sur le mercure dans les écosystèmes marins du Canada.

7.2 SOURCES DE MERCURE ET TRANSPORT DU MERCURE EN MILIEU MARIN

7.2.1 Transport mondial et régional

Le mercure existe naturellement dans l'environnement. bien que certaines activités humaines, telles l'exploitation minière et la combustion de combustibles fossiles, aient augmenté les reiets et les mouvements de ce métal depuis l'industrialisation. Les rejets anthropiques de mercure par le déversement d'effluents et les émissions atmosphériques ont occasionné des sources locales ponctuelles d'enrichissement en mercure, ainsi que son transport atmosphérique à grande distance vers des régions éloignées de notre planète (Durnford et al., 2010). À l'échelle mondiale, les océans du monde constituent un important réservoir de mercure : ils en contiennent environ 134 000 tonnes dans leur partie supérieure et 220 000 tonnes dans leurs eaux profondes (Sunderland et Mason, 2007). L'atmosphère constitue

un réservoir mondial considérablement plus petit, évalué à 5 000 tonnes (Holmes et al., 2010), Alors que les émissions anthropiques ont augmenté de trois à cinq fois la quantité de mercure atmosphérique depuis l'époque préindustrielle (Mason et Sheu, 2002). l'enrichissement comparable de la couche supérieure des océans s'avère bien plus faible, soit d'environ 25 % à l'échelle mondiale selon les modèles, en raison de l'important gisement de mercure préexistant et du long délai reguis avant que les concentrations des océans reflètent les modifications des dépôts atmosphériques (Sunderland et Mason, 2007). Il existe des différences régionales de l'enrichissement des océans en mercure anthropique attribuables à la proximité d'importantes sources d'émissions. Par exemple, les résultats de modélisation indiquent ~60 % d'enrichissement dans l'eau de mer dans l'Atlantique Nord, comparativement à ~10 % dans l'eau du Pacifique Nord, à cause de la proximité de l'Atlantique par rapport aux émissions à long terme provenant des zones industrielles d'Amérique du Nord et d'Europe (Sunderland et Mason, 2007).

À l'échelle régionale, le mercure entre dans les milieux marins par les dépôts atmosphériques, les courants océaniques, l'érosion côtière et le transport fluvial. Le mercure atmosphérique se dépose à la surface de l'océan au moyen de précipitations et de dépôts secs. Dans l'Arctique, il existe un autre processus de dépôt du mercure atmosphérique appelé « épisode d'appauvrissement du mercure atmosphérique » qui se produit au printemps sur l'océan Arctique et la baie d'Hudson (voir le chapitre 4; Steffen et al. et al., 2008). Les grands cours d'eau transportent le mercure provenant des terres et des milieux d'eau douce – en majorité du mercure lié à des matières particulaires (Schuster et al., 2011; Leitch et al., 2007) - qui se dépose dans les zones côtières. Les turbulences suscitées par les événements pluvio-hydrologiques, les courants océaniques et les remontées d'eau occasionnent des mouvements latéraux et verticaux considérables transportant le mercure vers les colonnes d'eau marine et les sédiments marins (Cossa et al., 2011; Sunderland et Mason, 2007). L'érosion côtière peut s'avérer une voie importante pour le transport du mercure dans certaines régions, comme l'océan Arctique, où le mercure lié au sol est rejeté dans l'océan par l'action des vagues et la dégradation du pergélisol (Outridge et al., 2008).

7.2.2 Modèles de bilans massiques des flux de mercure en milieu marin

Des modèles de bilans massiques ont été mis au point pour plusieurs régions marines du Canada afin d'identifier les voies dominantes empruntées par le mercure total (THg) à destination et en provenance de ces systèmes. Cette démarche de modélisation détermine les échanges de masse du mercure total entre divers milieux naturels (en supposant un état stable), en particulier les interactions de l'atmosphère. des cours d'eau et des sols côtiers avec la colonne d'eau océanique et les sédiments marins. Les exigences du modèle comprennent les estimations de flux de l'eau et des sédiments à destination et en provenance du système ainsi que les concentrations de mercure total dans différents milieux. Les échanges entre l'atmosphère et les océans, particulièrement les dépôts nets et la libération de mercure, ont constitué des flux plus difficiles à évaluer pour les modèles de bilans massiques (Outridge et al., 2008; Sunderland et Mason, 2007).

Les modèles de comparaison du bilan massique qu'on a produits pour l'océan Arctique (Outridge et al., 2008), la baie d'Hudson (Hare *et al.*, 2008), la baie de Fundy au Canada atlantique (Sunderland et al., 2012; Dalziel et al., 2010), le détroit de Georgie au sud de la Colombie-Britannique (Johannessen et al., 2005) et l'estuaire du fleuve Saint-Laurent (Cossa et Gobeil, 2000) montrent que les apports dominants de mercure total vers les milieux marins varient selon les régions (tableau 7.1). Pour l'océan Arctique dans son ensemble (à l'exclusion de l'archipel arctique). les dépôts atmosphériques directs constituent la source de mercure total dominante, qui correspond à 98 tonnes par année (t/a⁻¹) ou 48 % des intrants annuels totaux. Les flux provenant de l'érosion côtière (23 %) et les courants océaniques (23 %) sont aussi des sources importantes, alors que les charges fluviales de mercure total représentent une source mineure (6 %). À l'inverse, les charges fluviales constituent le flux dominant de mercure total vers la baie d'Hudson (41 % des apports annuels totaux), suivies par les dépôts atmosphériques (32 %), les

TABLEAU 7.1 Apports estimatifs de mercure total par année (t/a⁻¹) dans l'océan Arctique, la baie d'Hudson, la baie de Fundy, le détroit de Georgie et l'estuaire du fleuve Saint-Laurent

	Océan Arctique¹		Baie d'Hudson ²		Baie de Fundy³		Détroit de Georgie⁴		Estuaire du fleuve Saint-Laurent ⁵	
Flux de mercure	t/a⁻¹	%	t/a⁻¹	%	t/a⁻¹	%	t/a⁻¹	%	t/a ⁻¹	
Flux entrants										
Atmosphère ^a	98 ^b	48	1,5⁵	32	0,15	10	0,04	1	0,08-0,14	
Cours d'eau	13	6	1,9	41	0,12 ^b	8	2,70	96	1,20-1,56	
Courants océaniques	48	23	1,0	22	1,05	73	-	-	0,84-1,06	
Sources ponctuelles	-	-	-	-	0,11	8	0,07	2	-	
Érosion côtière	47	23	0,25	5	-	-	-	-	-	
Apports totaux	206		4,65		1,43		2,81		2,12-2,76	
Flux sortants										
Libération (océan/ atmosphère)	S.O. ^b	S.O. ^b	S.O. ^b	S.O. ^b	-	-	-	-	0,08-0,14	
Glace marine	7	4	-	-	-	-	-	-	-	
Courants océaniques	68	37	1,7	38	-	-	$3,38^{d}$	-	1,00-1,50	
Sédimentation	108	59	$2,8^{e}$	62	-	-	1,80	-	1,40-1,73e	
Pertes totales	183		4,5						2,48-3,37	

^{- =} non déterminé; a = dépôts directs; b = considéré comme une estimation minimale; c = dans ces études, les estimations de dépôts atmosphériques nets incluaient la libération océanique et le mercure émis de nouveau lors des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique; d = cette estimation est considérée comme hautement incertaine, selon Johannessen et al. (2005); e = sédimentation nette en supposant un flux de remise en suspension de 1,7 t/a-1 (Hare et al., 2008) pour la baie d'Hudson et de 0,18 t/a-1 (Cossa et Gobeil, 2000) pour l'estuaire du fleuve Saint-Laurent; sources de données : 1 – Outridge et al. (2008), 2 – Hare et al. (2008), 3 – Sunderland et al. (2012), 4 – Johannessen et al. (2005), 5 – Cossa et Gobeil (2000)

courants océaniques (22 %) et l'érosion côtière (5 %). À la baie de Fundy, les forts courants océaniques transportent de grands volumes d'eau à destination et en provenance de la baie, et ils représentent le plus grand flux de mercure total. Les autres voies, soit les dépôts atmosphériques, le transport fluvial et les sources ponctuelles, contribuent dans une bien moins grande mesure au mercure total de la baie de Fundy (moins de 30 % ou 0,38 t/a⁻¹ pour toutes ces sources combinées). Néanmoins, l'apport annuel net de mercure total dans la baie de Fundy provient du transport fluvial et de l'érosion côtière puisque les flux océaniques et atmosphériques à destination et en provenance de la baie sont approximativement égaux (Dalziel et al., 2010). On a aussi établi les données préliminaires sur la quantité de mercure dans le détroit de Georgie au sud de la Colombie-Britannique et dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, deux systèmes où les intrants fluviaux constituent probablement la source dominante de mercure total (figure 7.1). Dans le cas de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, les courants océaniques du golfe du SaintLaurent pourraient aussi contribuer de manière significative aux apports de mercure total.

Tableau 7.1 Apports estimatifs de mercure total par année (t/a-1) dans l'océan Arctique, la baie d'Hudson, la baie de Fundy, le détroit de Georgie et l'estuaire du fleuve Saint-Laurent

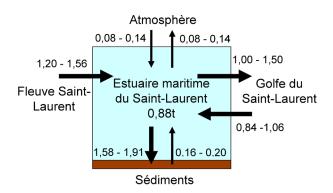


FIGURE 7.1 Modèle de bilans massiques des flux de mercure total (t/a⁻¹) à destination et en provenance de l'estuaire du Saint-Laurent (modifié selon Cossa et Gobeil, 2000).

Les différences régionales dans les principales voies de transport du mercure total reflètent, en partie. les caractéristiques physiques et hydrologiques de ces systèmes. Les écosystèmes côtiers et les mers intérieures sont reliés directement aux bassins versants terrestres qui peuvent constituer d'importantes sources d'eau, de sédiments et de mercure. Par exemple, les cours d'eau contribuent de manière considérable au bilan hydrologique de la baie d'Hudson (AMAP. 2011: Hare et al., 2008) et de l'estuaire du Saint-Laurent (Cossa et Gobeil, 2000), alors que les courants océaniques dominent l'hydrologie de la baie de Fundy (Sunderland et al., 2012). De même, comme l'océan Arctique présente une très vaste superficie, les dépôts atmosphériques directs constituent ses flux totaux les plus élevés. L'incertitude liée aux estimations de flux nets de dépôts atmosphériques peut également influencer les résultats de la modélisation des bilans massiques, en particulier dans l'Arctique, où on a relevé très peu de mesures (AMAP, 2011).

Les estimations des contributions atmosphériques nettes vers les milieux marins de l'Arctique ont été difficiles à calculer en raison des dépôts de mercure accrus durant les épisodes printaniers d'appauvrissement du mercure atmosphérique et des processus complexes qui contrôlent le devenir du mercure déposé sur l'enneigement du bassin versant et la glace de mer (Durnford et al., 2012b). La majeure partie du mercure déposé sur la neige est rapidement réduit par des processus photochimique et volatilisé de nouveau vers l'atmosphère en quelques jours. bien que de nombreux facteurs, comme la présence d'oxydants, d'halogénures stabilisants, de mercure particulaire, d'une couche de neige fraîche, de fonte des neiges et de ventilation éolienne, puissent modifier la quantité de mercure volatilisé de nouveau (Durnford et Dastoor, 2011). À l'aide d'un nouveau modèle d'enneigement dynamique, Durnford et al. (2012a) ont évalué que 75 % du mercure atmosphérique déposé chaque année sur la neige est volatilisé de nouveau vers l'atmosphère dans les régions au nord du cercle arctique. Les estimations de volatilisation du mercure modélisées sont similaires aux observations empiriques des études sur le terrain (Durnford et al., 2012b; Munthe et al., 2011). Le rôle de la neige dans la modulation de l'entrée du mercure atmosphérique dans les écosystèmes marins est



plus important dans les régions polaires parce que la proportion de dépôts de mercure annuels bruts sur les surfaces de neige augmente avec la latitude, tout comme la proportion de mercure volatilisée à nouveau vers l'atmosphère (Durnford *et al.*, 2012a). Il reste à déterminer quelle proportion du mercure retenu par la neige est méthylé dans les eaux marines et, subséquemment, absorbé dans les biotes marins.

La sédimentation constitue la principale voie de retrait du mercure total de la colonne d'eau dans l'océan Arctique, la baie d'Hudson et l'estuaire du Saint-Laurent (tableau 7.1). L'exportation par les courants océaniques est aussi un important processus de retrait dans ces systèmes, cette voie présentant un taux d'exportation supérieur à son taux d'importation (tableau 7.1). La baie de Fundy constitue une exception, puisque le débit entrant et le débit sortant de mercure total provenant des courants océaniques y sont à peu près égaux (Dalziel et al., 2010). Dans le cas du détroit de Georgie, le transport latéral vers l'océan Pacifique pourrait constituer l'extrant de mercure total le plus important, mais il s'agit là d'une estimation préliminaire très incertaine (Johannessen et al., 2005). Dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, les apports en mercure total des cours d'eau en amont sont semblables aux flux de sédimentation (Cossa et Gobeil, 2000). Fait intéressant, la remise en suspension de sédiments constitue un important flux interne dans la baie d'Hudson, selon lequel l'érosion par la glace et l'action des vagues sur les sédiments côtiers remettent du mercure enfoui antérieurement en suspension dans la colonne d'eau à un taux de 1,7 t/a⁻¹ de mercure total (Hare *et al.*, 2008).

La pollution ponctuelle au mercure n'a pas été désignée comme un apport important dans les modèles de bilans massiques décrit ci-dessus (tableau 7.1), mais les écosystèmes marins canadiens ont subi au XXe siècle des impacts localisés significatifs découlant de charges de mercure anthropique. Par exemple, on estime que les sources anthropiques de mercure représentent 75 % de tous les intrants vers le port de Vancouver, au sud de la Colombie-Britannique (Johannessen et al., 2005). Dans la baie Howe, en Colombie-Britannique, les rejets de mercure provenant d'une usine de chloralcali ont entraîné une importante contamination locale (Thompson *et al.*, 1980). Ces deux zones présentaient les concentrations de mercure total dans les sédiments les plus élevées de tous les sites d'échantillonnage du détroit de Georgie (Johannessen et al., 2005). De même, les rejets industriels de mercure d'une usine de chloralcali dans le fjord du Saguenay, au Québec, ont entraîné des concentrations accrues dans les sédiments locaux, jusqu'à deux fois supérieures à celles qui prévalaient avant (Gagnon et al., 1997). Du mercure anthropique provenant du fjord a été détecté dans des sédiments à plus de 100 km en aval de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, qui a accumulé environ 100 à 130 tonnes du mercure rejeté par l'usine de chloralcali entre 1947 et 1976 (Smith et Schafer, 1999; Gobeil et Cossa, 1993). En plus des sources industrielles, les eaux usées municipales et les effluents d'égouts urbains contribuent à l'apport en mercure vers les écosystèmes aquatiques adjacents aux centres à forte densité de population (Sunderland et al., 2012; Quémerais et al., 1999; Parsons et al., 1973). Ainsi, certaines régions marines du Canada ont subi une pollution ponctuelle au mercure considérable découlant de rejets anthropiques et l'échelle constitue un facteur d'importance à examiner quant à l'influence des diverses voies de transport du mercure vers les milieux marins.

On dispose de relativement peu d'information, à l'heure actuelle, sur les flux marins de méthylmercure au Canada. Le fleuve Mackenzie dans les Territoires du Nord-Ouest transporte environ 15 kg de méthylmercure par année vers la mer de Beaufort, ce qui pourrait constituer un apport important dans ces régions côtières (Leitch *et al.*, 2007). Les rejets de deux grands cours d'eau, la rivière Churchill et

le fleuve Nelson, contribuent pour seulement une petite fraction du méthylmercure accumulé dans les eaux de la baie d'Hudson, ce qui semble indiquer une importante production interne de méthylmercure dans ce système (Kirk et St. Louis, 2009). Dans l'estuaire macrotidal de la baie de Passamaquoddy (dans la baie de Fundy), le débit entrant de l'eau de marée constitue la principale charge externe (représentant 75 % des apports de méthylmercure), comparativement aux rejets fluviaux (26 %) et aux dépôts atmosphériques directs [0,2 %] (Sunderland et al., 2010). Les concentrations de méthylmercure dans la colonne d'eau de la baie de Fundy subissent davantage l'influence du débit entrant de l'eau de marée que celle de la production de méthylmercure des sédiments parce que les taux de méthylation des sédiments sont compensés par les taux de déméthylation et que le volume entrant d'eau de marée est imposant (Sunderland et al., 2010). On n'a pas réalisé de bilan exhaustif des quantités de méthylmercure des écosystèmes marins du Canada et d'autres recherches sont nécessaires pour déterminer l'importance relative de la production interne de méthylmercure, des contributions terrestres et du transport océanique.

Sunderland et al. (2010) ont adopté une démarche axée sur la modélisation mécaniste pour examiner les réactions passées et futures de la baie de Fundy par rapport aux modifications de la charge de mercure. On a modélisé les bilans massigues de l'écosystème en y intégrant des processus mécanistes (comme la production de méthylmercure des sédiments) et on les a étalonnés au moyen des paramètres mesurés dans le système. Ce modèle dynamique a simulé une réaction rapide aux modifications des apports en mercure du côté des concentrations de méthylmercure dans la colonne d'eau (moins de deux mois), mais une réaction lente du côté des concentrations de méthylmercure dans les sédiments. Les résultats de modélisation laissent croire que les organismes pélagiques de la baie de Fundy sont susceptibles de réagir rapidement aux réductions des charges de mercure anthropique, alors que les concentrations de méthylmercure dans les organismes benthiques continueraient d'augmenter à cause de mercure déià présent dans les sédiments. leguel nécessiterait des centaines d'années pour atteindre un état de stabilité par rapport aux intrants.

7.3 TRANSFORMATIONS ET PROCESSUS DU MERCURE DANS L'OCÉAN

Pour comprendre le lien entre les sources de mercure (tels les dépôts atmosphériques) et la bioaccumulation du méthylmercure dans les réseaux trophiques, il faut comprendre la spéciation du mercure en milieu marin et les processus qui contrôlent la production du méthylmercure. De récentes mesures de spéciation fournissent des renseignements clés sur les quantités de mercure inorganique disponible pour la méthylation et de méthylmercure disponible pour la bioaccumulation, ainsi que des indications sur les endroits où se trouvent les zones de production et de perte des espèces de mercure dans la colonne d'eau. Il existe quatre espèces principales de mercure dans les eaux marines : le mercure divalent (Hg2+), le mercure élémentaire (Hg^o), le méthylmercure (MeHg) et le diméthylmercure (DMHg). Comme dans les écosystèmes d'eau douce, chaque espèce de mercure peut subir des transformations chimiques. telles la réduction, l'oxydation, la méthylation et la déméthylation, bien que les processus régissant la production de méthylmercure dans les systèmes marins soient probablement différents de ce qu'on observe en eau douce. Par ailleurs, les processus régissant la production de méthylmercure et le cycle du mercure en général diffèrent selon qu'ils se produisent en pleine mer ou dans des zones côtières en raison des différents sites de production du méthylmercure (c.-.à-d. dans les sédiments ou dans la colonne d'eau) et de l'influence des apports fluviaux et de la remise en suspension des sédiments (Mason et al., 2012; Sunderland et al., 2012). Bien qu'on n'ait pas étudié en détail le cycle biogéochimique du mercure dans les eaux marines canadiennes, les recherches sur le mercure se sont intensifiées au cours des dix dernières années dans les eaux marines de l'Amérique du Nord et de l'Arctique (Kirk et al., 2012; Mason et al., 2012; Sunderland et al., 2012) et vous pourrez consulter ci-dessous un examen détaillé de la spéciation du mercure, de sa transformation et des échanges de mercure (c.-à-d. les échanges eau-sédiments de mercure total et de méthylmercure, ainsi que les échanges eau-air de Hg^o et de diméthylmercure) entre les principaux milieux naturels des eaux marines du Canada.

7.3.1 Spéciations et processus du mercure dans l'eau marine

Mercure total (THg): Il est important de comprendre ce qui contrôle les niveaux de mercure total dans l'eau marine, car une vaste portion, quoique variable, de la quantité de mercure total est constituée de Hg²⁺, le substrat de la méthylation du mercure. Dans les hautes mers du monde, les concentrations de mercure total sont généralement faibles dans la colonne d'eau (en moyenne moins de 0,6 ng/L-1) et varient selon les océans ainsi que verticalement et horizontalement au sein des océans (Mason et al., 2012). Par exemple, les concentrations de mercure total sont plus élevées dans l'hémisphère nord que dans l'hémisphère sud, et les concentrations globales sont plus élevées dans l'Atlantique Nord, où les concentrations moyennes varient de 0,32 à 0,48 ng/L⁻¹ dans la colonne d'eau (Bowman et al., 2012; Lamborg et al., 2009; Cossa et al., 2004; Mason et al., 1998; Cossa et al., 1997), que dans le Pacifique Nord, où les concentrations moyennes varient de 0,06 à 0,21 ng/L-1 (Hammerschmidt et Bowman, 2012; Mason et al., 2012; Lamborg et al., 2009; Sunderland et al., 2009; Laurier et al., 2004). Les concentrations de mercure total sont souvent plus basses dans les eaux de surface et les eaux océaniques profondes comparativement à celles qu'on observe juste audessus de la thermocline, lieu d'une importante utilisation d'oxygène et de la reminéralisation des particules. On a aussi observé des enrichissements des eaux de surface et des eaux profondes engendrés respectivement par des dépôts atmosphériques accrus et d'anciens apports anthropiques. Les estimations récentes donnent à penser que la quantité de mercure dans la biosphère a plus que triplé depuis la révolution industrielle à cause des émissions de mercure anthropique (Mason et al., 2012; Mason et Sheu, 2002). Les tendances à long terme des concentrations de mercure total dans les eaux marines sont difficiles à évaluer parce que les techniques d'échantillonnage propres ne sont disponibles que depuis peu, mais selon les mesures consignées au cours de 30 dernières années, les concentrations de mercure ont augmenté dans le Pacifique Nord et diminué dans l'Atlantique Nord, peut-être en raison de la réduction des émissions anthropiques en Amérique du Nord (Mason et al., 2012).

Les concentrations de mercure total, ainsi que les espèces de mercure qui les composent, varient davantage dans les estuaires et les zones côtières qu'en pleine mer à cause de l'influence des sources industrielles ponctuelles locales et des apports fluviaux. On estime qu'environ 70 % du mercure exporté vers les océans par les cours d'eau se dépose dans des milieux estuariens (Sunderland et Mason, 2007) alors qu'environ 10 % se dépose sur le plateau continental (Mason et al., 2012). Les études relatives aux zones côtières canadiennes se sont concentrées principalement sur la baie de Fundy, l'estuaire et le golfe du fleuve Saint-Laurent, l'archipel arctique canadien et la baie d'Hudson. La compréhension du cycle biogéochimique du mercure dans la baie de Fundy est importante en raison de la vaste et productive industrie de la pêche, des populations de baleines, de phoques et d'oiseaux et des anciennes données de mesure de la contamination au mercure des biotes de la baie (section 7.5.3). Dans la colonne d'eau de la baie de Passamaguoddy et de l'avantbaie de Fundy, les concentrations de mercure total movennes sont de 0,21 \pm 0,66 ng/L⁻¹ (Sunderland et al., 2012). Dans le port d'Halifax, tout près, on a mesuré de concentrations de mercure total de 0.8 ng/ L-1 (Beauchamp *et al.*, 2002). Les mesures consignées dans les années 1980 et 1990 donnent à penser que les concentrations de mercure total du golfe du Saint-Laurent sont supérieures (de 0.36 à 1.56 ng/L⁻¹) dans les eaux de surface et les eaux près de la surface, ce qui n'est pas étonnant puisque le bassin du Saint-Laurent a reçu des rejets de mercure en provenance de centres industriels et urbains bien plus imposants, notamment des usines de chloralcali (Cossa et Gobeil. 2000; Cossa, 1990).

Dans l'archipel arctique canadien et la région de la baie d'Hudson, les concentrations de mercure total sont semblables à celles observées dans les hautes mers du monde, soit des concentrations moyennes variant de $0,31\pm0,11$ à $0,42\pm0,53$ ng/L-1 (Lehnherr et al., 2011; Kirk et al., 2008). Les concentrations mesurées à la surface sous la glace sont encore plus basses [de 0,14 à 0,24 ng/L-1] (St. Louis et al., 2007). Aucun modèle spatial stable des concentrations de mercure total en eau marine ne se démarque selon les données disponibles recueillies dans l'Arctique canadien. Cependant, des efforts d'échantillonnage

accrus, en particulier près du débit entrant des principaux cours d'eau, pourraient révéler des zones présentant des concentrations de Hg²⁺ supérieures.

Le mercure élémentaire (Hg⁰) est volatil dans l'eau marine et sa production se traduit par une libération du mercure depuis l'océan vers l'atmosphère. Il s'agit d'un aspect essentiel du cycle global du mercure, car c'est ce qui contrôle la quantité de Hg2+ disponible pour la méthylation à la surface de l'océan et la quantité de mercure disponible pour le recyclage vers l'atmosphère. Par conséquent, il est important de déterminer les quantités de Hg⁰ produites et l'endroit de ces productions dans les écosystèmes marins, ainsi que les éléments qui contrôlent les échanges airmer. En zone euphotique (la partie de la colonne d'eau exposée à la lumière), la production nette de Hg^o est contrôlée par les processus de redox, notamment la réduction photochimique du Hq²⁺ et l'oxydation du Hg⁰ (Whalin et al., 2007; Lalonde et al., 2004; Mason et al., 1995), la réduction biotique ou biologique du Hg²⁺ (Poulain *et al.*, 2007b) et la photodéméthylation du méthylmercure (Chen et al., 2003). La réduction photochimique du Hg²⁺ et l'oxydation du Hg⁰ sont les principaux processus contrôlant la production nette de Hg⁰, sauf dans les régions hautement productives, où la pénétration de la lumière est limitée et où la réduction biotique ou biologique du Hg²⁺ gagne en importance (Soerensen et al., 2010). La photoréduction du Hg2+ et la photodégradation du méthylmercure se réalisent principalement par l'action du rayonnement ultraviolet [UVA et UVB] (Lehnherr et al., 2011; Lehnherr et St. Louis, 2009; Amyot et al., 1997). De même, l'oxydation du Hg^o dépend de l'action de la lumière et les radicaux hydroxyles (HO) produit par l'action de la lumière en constitueraient le principal oxydant (Lalonde et al., 2004; 2001). L'échange de Hg^o entre l'atmosphère et l'océan est contrôlé par les facteurs physiques qui régissent la vitesse du transfert gazeux propre au site, notamment la température de l'eau et la vitesse du vent, par les concentrations de Hg^o dans l'eau marine et l'air et, dans le cas de l'Arctique, par la couverture de glace. Par conséguent, les mesures des concentrations de Hg⁰ dans les eaux de surface et des flux en provenance de l'océan reflètent à la fois les contrôles de la redox sur la production de Hg⁰ et les contrôles physiques de l'échange air-mer. Dans l'océan Atlantique Nord, par exemple, les eaux de surface sont

réalimentées en Hg²⁺ par le mélange vertical provoqué par les vents (pompage d'Ekman) et par l'entraînement des eaux intermédiaires enrichies en mercure, ce qui occasionne des concentrations de Hg⁰ accrues en surface et une augmentation des échanges air-mer comparativement à ce qu'on observe dans les autres océans (Soerensen *et al.*, 2010).

On a procédé à de nombreuses mesures des concentrations de Hg⁰ et de mercure digazeux (DGHg; correspond à la fois au Hg⁰ et au diméthylmercure d'un échantillon, mais on présume généralement qu'il s'agit de Hg0 dans les eaux de surface) ainsi que des flux océan-atmosphère dans les océans Atlantique Nord et Arctique (Andersson et al., 2008; Kirk et al., 2008; Aspmo et al., 2006). Dans le cas de la couche superficielle mixte de l'Atlantique Nord, Mason et al. (2001) ont rapporté une concentration moyenne de Hg 0 de 131 \pm 101 pg/L $^{-1}$ et un flux océan-atmosphère correspondant de 95 ng/m⁻²/jour ⁻¹, bien que de récentes mesurent laissent supposer des concentrations et des flux moindres [12 ± 2 pg/L-1et $10 \pm 9 \text{ ng/m}^{-2}/\text{jour}^{-1}$, respectivement] (Andersson et al., 2011). Dans le port d'Halifax, les flux de mercure digazeux sont comparables à ceux mesurés dans l'Atlantique Nord, soit des flux instantanés variant de 2 à 55 ng/m⁻²/jour ⁻¹ et des flux quotidiens moyens d'environ 17 ng/m⁻²/jour ⁻¹ (Beauchamp et al., 2002). Les flux de Hg⁰ provenant d'un marais salé côtier de la Nouvelle-Écosse présentent une forte variabilité, allant de -12 à 180 ng/m⁻²/jour ⁻¹, pour une moyenne de 34 ng/m⁻²/jour ⁻¹ (S. Beauchamp, Environnement Canada, données non publiées).

Dans les eaux de surface libres de glace de l'archipel arctique canadien et de la baie d'Hudson, on a observé des concentrations de Hg 0 constamment faibles [25 ± 10 et 30 ± 5 pg/L $^{-1}$, respectivement] (Kirk *et al.*, 2008). Les flux moyens étaient d'environ 130 ± 138 ng/m $^{-2}$ /jour $^{-1}$, la vitesse du vent constituant leur principale source de variation (Kirk *et al.*, 2008). En revanche, les concentrations de Hg 0 mesurées sous la glace de mer près de Resolute Bay (au Nunavut) étaient bien plus élevées (129 ± 36 pg/L $^{-1}$) parce qu'elles représentent l'accumulation nette de Hg 0 sur la totalité de la saison des glaces (St. Louis *et al.*, 2007). Les concentrations et les flux de mercure digazeux ont également été

mesurés dans de nombreux transects de l'archipel arctique canadien, de la mer des Tchouktches et de la mer de Beaufort et dans l'océan Arctique luimême (Andersson et al., 2008). Les concentrations moyennes étaient de $45 \pm 22 \text{ pg/L}^{-1}$, les valeurs les plus élevées ayant été observées dans les zones recouvertes de glace (jusqu'à 70 pg/L-1) et dans les zones influencées par les apports fluviaux (jusqu'à 100 pg/L⁻¹). Par exemple, dans la mer de Beaufort, les concentrations de mercure digazeux augmentent de 40 à 100 pg/L-1 quand on s'approche du delta du fleuve Mackenzie (Andersson et al., 2008). Si l'on additionne les concentrations de Hg^o et de diméthylmercure mesurées par Kirk et al. (2008) pour obtenir les concentrations de mercure digazeux, les résultats se comparent favorablement à ceux qu'ont rapportés Andersson et al. (2008) pour l'archipel arctique canadien (37 \pm 17 contre 38 \pm 19 pg/L⁻ 1). Andersson et al. (2008) ont observé de vastes intervalles de flux de mercure digazeux, notamment des dépôts (de -38,4 ng/m⁻²/jour ⁻¹) et des libérations pouvant atteindre 2 352 ng/m⁻²/jour ⁻¹. Cependant, il convient de noter que les flux de mercure instantanés air/eau mesurés à l'été et à l'automne (Andersson et al., 2008; Kirk et al., 2008) pourrait différer des flux annuels moyens en raison de la grande variabilité saisonnière des échanges gazeux air-eau qu'impose la présence de la glace de mer.

Dans les eaux de subsurface où la lumière ne pénètre pas (sous ~100 à 150 m), la réduction biotique du Hg²⁺ constitue vraisemblablement le mécanisme dominant de production de Hg^o; cependant, la réduction par déméthylation pourrait également contribuer au stock de Hgo dans la colonne d'eau (Mason et al., 1998). On pense que les concentrations de Hg^o de la zone aphotique varient selon la saison, les concentrations les plus hautes correspondant aux périodes de grande productivité primaire (Kirk et al., 2012). On observe généralement des variations des concentrations de Hg⁰, tant entre les sites qu'à l'intérieur d'un même site, ce qui indique que les processus biotiques et abiotiques responsables de la production nette de Hg⁰ diffèrent d'un site à l'autre et au sein de la colonne d'eau. Par exemple, on a observé des concentrations de Hq^o allant de valeurs inférieures à la limite de détection de la méthode jusqu'à 133 pg/L-1 dans l'archipel arctique canadien et dans la baie d'Hudson (Lehnherr *et al.*, 2011; Kirk *et al.*, 2008).

Le méthylmercure (MeHg) est la forme de mercure à l'origine de la bioamplification du mercure dans les réseaux trophiques. Les ensembles de données sur le méthylmercure dans les eaux marines sont limités et d'autres renseignements sont nécessaires à propos des niveaux de méthylmercure dans les écosystèmes marins ainsi que de ses modes et de ses lieux de production. Dans les hautes mers du monde, les profils de méthylmercure de la colonne d'eau suivent généralement une tendance similaire: les concentrations sont relativement faibles dans les eaux de surface à cause de la perte par photodéméthylation, elles augmentent dans les eaux intermédiaires, en particulier dans les zones à faible teneur en oxygène, et elles sont faibles et plutôt uniformes dans les eaux profondes (Mason et al., 2012). Par exemple, dans les eaux intermédiaires de l'Atlantique Nord, les concentrations movennes de méthylmercure sont de 0,21 \pm 0,22 ng/L⁻¹ (Mason et al., 1998), tandis qu'elles varient de 0,01 à 0,10 ng/L-1 dans le Pacifique Nord (Sunderland et al., 2009). Les valeurs élevées en subsurface près de la thermocline ont été attribuées à la production de méthylmercure de la colonne d'eau, qui constitue probablement la plus grande source de méthylmercure des réseaux trophiques océaniques. Même si le mécanisme précis de production de méthylmercure dans la colonne d'eau demeure incertain, on l'associe en grande partie à une faible teneur en oxygène et à une décomposition microbienne des matières organiques émanant du plancton (productions primaire et secondaire). En outre, la production de méthylmercure peut se faire directement, à partir de Hg²⁺, ou indirectement, par la décomposition du diméthylmercure (figure 7.2). Les répartitions de méthylmercure des surfaces oxiques ou des subsurfaces des eaux marines de l'océan Pacifique (Sunderland et al., 2009), de la mer Méditerranée (Cossa et al., 2009) et du plateau de l'Arctique canadien (Lehnherr et al., 2011) sont corrélées avec les indices de reminéralisation du carbone organique. comme l'utilisation apparente d'oxygène et les taux inférés de reminéralisation du carbone organique (figure 7.2). On a aussi observé des corrélations entre les concentrations de méthylmercure et

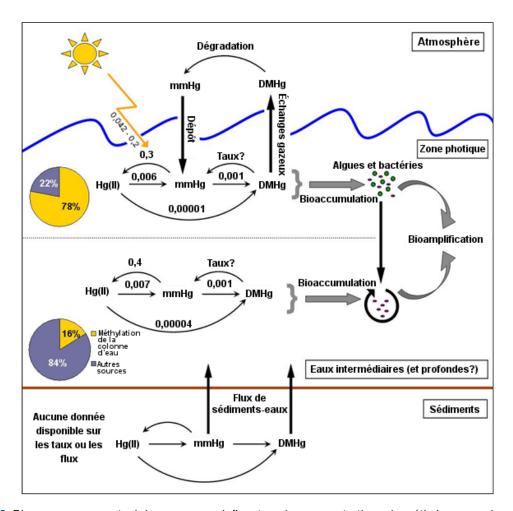


FIGURE 7.2 Diagramme conceptuel des processus influant sur les concentrations de méthylmercure dans la colonne d'eau de l'océan Arctique. Les diverses voies de méthylation du mercure et de (photo)déméthylation sont présentées (flèches fines), chacune gouvernée par ses constantes de taux (k, d⁻¹; les valeurs sont indiquées audessus des flèches), accompagnées des flux biogéochimiques connexes (flèches en gras), tels les échanges gazeux air-eau de diméthylmercure et la reminéralisation du carbone organique en particules, et de la bioaccumulation ou bioamplification du méthylmercure (flèches pleines) [données tirées de Lehnherr et al., 2011; diagramme tiré de Kirk et al., 2012].

de diméthylmercure et les concentrations de chlorophylle a dans les océans polaires (Pongratz et Heumann, 1999; 1998). Dans la mer Méditerranée, on a constaté que les concentrations de mercure méthylé augmentent et diminuent en parallèle avec l'abondance du picoplancton (Heimbürger et al., 2010). Récemment, des expériences d'incubation avec isotopes stables ont démontré l'occurrence d'une production de méthylmercure in situ dans la colonne d'eau et fourni les premières estimations des taux de méthylation au maximum de chlorophylle a et à l'oxycline des eaux marines de l'archipel arctique canadien (Lehnherr et al., 2011) ainsi que dans les eaux de surface de la mer Méditerranée (Monperrus et al., 2007). On a également observé des

concentrations de méthylmercure maximales dans les zones à faible teneur en oxygène (Mason *et al.*, 2012). Dans certains endroits de l'océan Atlantique Sud (Mason et Sullivan, 1999) et de l'océan Pacifique Nord (Mason *et al.*, 2012), on a observé deux sommets des concentrations de méthylmercure, un en profondeur, dans la zone à faible teneur en oxygène, et un moins profond, à la zone de reminéralisation maximale des particules. Même s'il n'existe aucune donnée à long terme sur le méthylmercure en eau marine, il est probable que le mercure qui a été déposé dans l'océan au cours des décennies antérieures fait actuellement l'objet d'une méthylation et d'un transport vers les zones d'absorption et de bioaccumulation (Mason *et al.*, 2012).

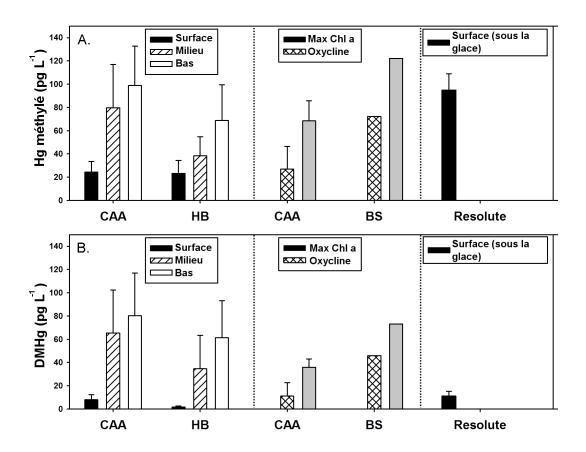


FIGURE 7.3 Concentrations moyennes de mercure méthylé [comprend à la fois le méthylmercure et le diméthylmercure] (A) et de diméthylmercure (B) à la surface, au milieu et au bas de la colonne d'eau dans l'archipel arctique canadien (CAA) et dans la baie d'Hudson (HB) en 2005 (Kirk et al., 2008), ainsi qu'au maximum de chlorophylle a et à l'oxycline dans l'archipel arctique canadien et dans la mer de Beaufort (BS) en 2007 (Lehnherr et al., 2011) et dans l'eau de surface sous la glace du passage Resolute, au Nunavut, en 2004 (St. Louis et al., 2007). Figure de Kirk et al. (2012).

Comme dans le cas du mercure total en eau marine, les concentrations de méthylmercure varient davantage dans les estuaires et les zones côtières qu'en pleine mer à cause de l'influence des sources industrielles ponctuelles locales et des apports fluviaux. De plus, les mécanismes de production du méthylmercure dans les eaux côtières peuvent différer de ceux observés en haute mer, puisqu'on sait que les taux de production des sédiments sont importants (voir ci-dessous), même s'il est probable que la méthylation se poursuive dans la colonne d'eau. L'ensemble de données le plus complet sur les espèces de mercure méthylé dans les eaux côtières canadiennes porte sur l'archipel arctique canadien et la baie d'Hudson (Kirk et al., 2008); toutefois, cet ensemble de données présente

les concentrations de mercure méthylé (c.-à-d. le méthylmercure et le diméthylmercure) non pas exclusivement celles de méthylmercure. Quelques données sur les concentrations de méthylmercure de la colonne d'eau sont disponibles pour la baie de Fundy et l'archipel arctique canadien. Dans la baie de Fundy, les concentrations moyennes de méthylmercure dans l'eau marine sont de 0,57 ± 21 ng/L⁻¹ (Sunderland *et al.*, 2012; Dalziel *et al.*, 2010). Dans l'archipel arctique canadien et la mer de Beaufort, les concentrations de méthylmercure sont plus basses, en moyenne à $18 \pm 8 \text{ pg/L}^{-1}$ au maximum de chlorophylle a (de ~20 à 60 m) et à 36 ± 15 pg/L-1 à l'oxycline [zone de diminution des concentrations d'oxygène dissous; de 125 à 327 m] (Figure 7.3; Lehnherr et al., 2011). Dans l'ensemble

de l'archipel arctique canadien et dans la baie d'Hudson, les concentrations de mercure méthylé sont généralement faibles dans les eaux libres de glace (24 \pm 9 et 23 \pm 11 pg/L⁻¹, respectivement) en raison de la perte par photodéméthylation, qu'on a récemment quantifiée dans l'archipel arctique canadien à un taux constant de 1 x 10⁻³ m² E⁻¹ (Lehnherr *et al.*, 2011). Dans les zones de couverture de glace et de mélange vertical, les concentrations de mercure méthylé dans les eaux de surface peuvent s'avérer beaucoup plus hautes, jusqu'à 95 pg/L-1 (Figure 7.3; Kirk et al., 2008; St. Louis et al., 2007). Ces zones peuvent constituer d'importantes sources de méthylmercure pour les organismes qui se nourrissent dans les eaux de surface, là où la production primaire est généralement la plus élevée (Michel et al., 2006), Les concentrations de mercure méthylé sont supérieures à mi-profondeur (de 20 à 250 m, selon les sites; 80 ± 37 pg/L⁻¹ dans l'archipel arctique canadien et 38 ± 17 pg/L⁻¹ dans la baie d'Hudson) ainsi qu'au bas de la colonne d'eau (de 45 à 808 m: $99 \pm 34 \text{ pg/L}^{-1}$ dans l'archipel arctique canadien et 69 ± 31 pg/L⁻¹ dans la baie d'Hudson), laissant supposer que c'est à ces endroits que survient la production des espèces de mercure méthylé (Figure 7.3; Kirk et al., 2008). On a récemment mesuré les constantes des taux de méthylation et de déméthylation dans l'archipel arctique canadien en utilisant des traceurs isotopiques stables de mercure et ces expériences ont démontré que la méthylation du Hg²⁺ occasionne la production à la fois de méthylmercure et de diméthylmercure [voir ci-dessous] (Lehnherr et al., 2011). Un modèle simple, construit en utilisant les constantes de taux, semble indiquer qu'en moyenne, la méthylation du Hg2+ dans la colonne d'eau compte pour environ la moitié (47 ± 62 %) du méthylmercure présent dans la colonne d'eau marine et constitue donc la plus grande source unique de méthylmercure dans les eaux marines et les réseaux trophiques de l'Arctique (Lehnherr et al., 2011).

Comme la disponibilité du Hg²⁺ limite la production de méthylmercure, il s'ensuit que si les concentrations de Hg²⁺ dans l'eau marine augmentent, que ce soit à cause d'apports anthropiques accrus ou d'un changement environnemental, la production de méthylmercure occasionnée par la méthylation du Hg²⁺ dans la colonne d'eau devrait aussi augmenter.

De la même manière, Mason et al. (2012) ont conclu que les concentrations de méthylmercure de la partie supérieure de l'océan (et des poissons qui vivent dans ces eaux) réagiront à la réduction des apports de mercure atmosphérique d'ici quelques années, voire quelques dizaines d'années, en raison du lien entre les concentrations de Hg²⁺ et la méthylation du mercure. Néanmoins, les eaux océaniques plus profondes ont réagi plus lentement à l'augmentation, au cours du 20e siècle, des apports atmosphériques de Hg2+ et, par conséquent, une réaction complète à la réduction des émissions de mercure pourrait demander beaucoup plus de temps en raison des différents taux de changement et des processus de mélange entre les eaux profondes et les eaux de surface des océans.

Diméthylmercure (DMHq): L'information sur les niveaux de diméthylmercure dans les écosystèmes marins ainsi que sur ses modes et ses lieux de production est importante, car cette forme de mercure peut être transformée en méthylmercure, puis entrer dans les réseaux trophiques. En outre, il s'agit d'une espèce volatile et la production de diméthylmercure entraîne une libération du mercure en provenance de l'océan vers l'atmosphère. Les données sur le diméthylmercure sont plutôt limitées, mais les profils de la colonne d'eau montrent qu'il suit des tendances similaires aux profils du méthylmercure, tant en haute mer que dans les zones côtières. Les concentrations sont généralement faibles à la surface et plus élevées dans les eaux profondes (figure 7.3). Dans l'océan Atlantique Nord, les concentrations de diméthylmercure moyennes sont de 6 ± 6 pg/L-1 à la surface (Mason et al., 1998). De même, dans l'archipel arctique canadien et dans la baie d'Hudson, les concentrations movennes de diméthylmercure dans les eaux de surface libres de glace sont de 8 ± 4 et 2± 1 pg/L⁻¹, respectivement (figure 7.3). Dans les zones de mélange de la colonne d'eau, le diméthylmercure transporté vers les eaux de surface peut donner lieu à : 1) des concentrations de diméthylmercure élevées dans les eaux de surface; 2) des dépôts de méthylmercure vers les terres et les masses d'eau voisines parce que le diméthylmercure des eaux de surface se libère vers l'atmosphère et se décompose par photolyse en méthylmercure avant de se déposer (Figure 7.2; Niki et al., 1983). Par exemple, deux zones connues de remontée d'eau dans l'archipel arctique canadien et dans la région de la baie d'Hudson (le détroit de Peel et l'est du détroit d'Hudson) présentaient, en surface, de hautes concentrations de mercure méthylé (68 et 24 pg/L⁻¹, respectivement) et de diméthylmercure [52 et 32 pg/L-1, respectivement] (Kirk et al., 2008). Des concentrations élevées de diméthylmercure (jusqu'à ~160 pg/L-1) ont également été mesurées dans le détroit de Fram et dans les mers du Groenland et de Barents (Pongratz et Heumann, 1998) ainsi que sous la glace près de Resolute Bay (St. Louis et al., 2007). Les eaux marines constituent généralement une source de diméthylmercure vers l'atmosphère, dont l'ampleur des flux est largement régie par les concentrations de diméthylmercure dans les eaux de surface. Dans l'Atlantique Nord, les flux de libération de diméthylmercure estimatifs sont de 0,2 à 1 ng/m⁻²/jour ⁻¹ (Mason et al., 1998), alors que durant les périodes libres de glace, dans l'archipel arctique canadien et dans la région de la baie d'Hudson, les flux estimatifs sont bien plus élevés, s'établissant en moyenne à 40 \pm 55 et 17 \pm 36 ng/m⁻²/jour ⁻¹, respectivement (Kirk et al., 2008).

Les concentrations de diméthylmercure sont plus hautes dans les eaux de subsurface, qui constituent vraisemblablement leur lieu de production. Par exemple, on a mesuré dans les eaux profondes de l'Atlantique Nord des concentrations moyennes de $26 \pm 16 \text{ pg/L}^{-1}$ (Mason *et al.*, 1998). Dans l'archipel arctique canadien et dans la baie d'Hudson, on a mesuré les concentrations de diméthylmercure à mi-profondeur (de 20 à 250 m, selon le site; 65 ± 37 et 35 \pm 29 pg/L⁻¹, respectivement) ainsi qu'au bas de la colonne d'eau [de 45 à 808 m; 80 ± 37 et $61 \pm 32 \text{ pg/L}^{-1}$, respectivement] (Kirk et al., 2008). Dans une étude plus récente, les concentrations de diméthylmercure de l'archipel arctique canadien et de la mer de Beaufort ont aussi été mesurées au maximum de chlorophylle a (de 20 à 60 m; 18 \pm 19 pg/L⁻¹) et à l'oxycline (de 125 à 327 m; 43 \pm 18 pg/L⁻¹) [figure 7.3]. On en sait très peu sur le mécanisme de production du diméthylmercure en eau marine. Une récente étude utilisant des isotopes stables de mercure a permis de constater que le diméthylmercure se forme à partir du Hq2+ ou du méthylmercure, mais qu'en général, la production du diméthylmercure est plus lente que

celle du méthylmercure (Lehnherr et al., 2011). Par ailleurs, la conversion entre le méthylmercure et le diméthylmercure est très rapide. Néanmoins, la compréhension de l'interconversion entre le diméthylmercure et le méthylmercure demeure très rudimentaire (Kirk et al., 2012; Lehnherr et al., 2011). L'importance du diméthylmercure en tant que précurseur du méthylmercure et, par extension, en tant que source de mercure disponible pour la bioaccumulation et la bioamplification, n'a toujours pas été quantifiée adéquatement. Les estimations de la constante de taux de dégradation du diméthylmercure en méthylmercure varient grandement, de 2 x 10⁻⁴/j⁻¹ à 0,2/j⁻¹ (Mason et Sullivan, 1999: Mason et al., 1995). Une grande proportion du mercure méthylé aqueux existe sous forme de diméthylmercure et. par conséquent, la quantification des taux d'interconversion entre le méthylmercure et le diméthylmercure pourrait s'avérer essentielle pour comprendre pourquoi les organismes marins peuvent se retrouver avec de hautes concentrations tissulaires de méthylmercure en dépit des faibles concentrations de méthylmercure mesurées dans l'eau.



7.3.2 Spéciations et processus du mercure dans les sédiments marins

Mercure total (THg): Les sédiments marins constituent d'importants réservoirs de mercure inorganique et sont des zones où les microbes produisent du méthylmercure (Sunderland et al., 2010; Heyes et al., 2006; Hammerschmidt et al., 2004). Comme dans le cas des eaux marines, les concentrations de mercure total dans les sédiments marins varient grandement. en particulier dans les zones côtières. Des travaux détaillés ont été réalisés sur la spéciation du mercure dans les sédiments de la baie de Fundy, notamment dans la baie de Passamaquoddy, dans l'estuaire de la rivière Sainte-Croix et dans l'avant-baie de Fundy (Sunderland et al., 2012; Heyes et al., 2006; Sunderland et al., 2006; Sunderland et al., 2004). Bien que les sédiments de la baie de Fundy présentent de faibles concentrations de mercure (de 20 à 90 ng/g-1) comparativement aux estuaires plus contaminés, comme la baie de Lavaca, l'estuaire du Saint-Laurent et l'estuaire de l'Escaut [de 141 à 2 010 ng/g-1] (Bloom et al., 2004; Cossa et Gobeil, 2000; Baevens et Leermakers, 1998), on y observe quand même un gradient spatial distinct. Les concentrations de mercure total dans les sédiments les plus élevées se trouvent dans l'estuaire de la rivière Sainte-Croix (plus de 100 ng/g⁻¹), probablement en raison des rejets de mercure antérieurs d'une usine de chloralcali qui a été exploitée le long de la rivière dans les années 1970, et vont en diminuant, depuis la tête de l'estuaire de la rivière vers le centre de la baie de Passamaguoddy (Sunderland et al., 2006; Sunderland et al., 2004). On a aussi observé dans cette région de fortes relations entre le mercure total, le carbone organique total et la granulométrique des sédiments, démontrant que les concentrations de mercure total sont plus élevées dans les zones qui présentent des taux de dépôt élevés et des sédiments à grains relativement fins (Sunderland et al., 2004). Dans les vasières intertidales du bassin Minas, à la baie de Fundy, les concentrations de mercure total sont plutôt faibles (de 0,5 à 24 ng/g⁻¹) et corrélées avec le carbone organique total (O'Driscoll et al., 2011). On a mesuré des concentrations de mercure total élevées dans les eaux interstitielles de la baie de Passamaquoddy (de 10 à 30 ng/L⁻¹), ce qui semble indiquer que le mélange amène le mercure vers les sédiments de surface ainsi qu'une plus grande

fraction du mercure total lié à des colloïdes dans les eaux interstitielles de cette zone (Sunderland *et al.*, 2004).

On a mesuré les concentrations de mercure total des sédiments marins de l'Arctique canadien, observant généralement des valeurs les plus élevées dans l'Arctique de l'Ouest comparativement à la baie d'Hudson. Par exemple, les concentrations de mercure total de carottes de sédiments marins de l'Arctique prélevées à l'intérieur de l'océan Arctique, sur le plateau de la mer de Beaufort et sur les côtes du Groenland dans les années 1980 et 1990 étaient de 10 à 120, de 1 à 130 et de 4 à 280 ng/g⁻¹, respectivement (Asmund et Nielsen, 2000; Gobeil et al., 1999; Macdonald et Thomas, 1991), alors que celles de la baie d'Hudson étaient de 8 à 58 ng/g-1 (Hare et al., 2008). Les concentrations de mercure total des sédiments de surface de la baie d'Hudson présentaient aussi des variations spatiales, les valeurs les plus élevées ayant été observées au centre et dans la partie est de la baie, alors que les concentrations les plus faibles ont été relevées le long des côtes sud et ouest. Les flux de mercure total des sédiments, obtenus en multipliant les concentrations de mercure total des sédiments de surface par les taux de sédimentation, ont été calculés récemment pour la baie d'Hudson et varient entre 1,2 et 5,1 ng/ cm⁻²/a⁻¹ (Hare *et al.*, 2008). En supposant que ces flux représentent non seulement la sédimentation directe localisée, mais aussi la concentration des particules par le transport, la remise en suspension et le dépôt dans les zones calmes, le flux de mercure moyen des sédiments a été évalué à 4,5 t/a-1 pour l'ensemble de la baie d'Hudson (Tableau 7.1; Hare et al., 2008). Outridge et al. (2008) ont évalué que la sédimentation du mercure dans les sédiments du plateau et du bassin de l'océan Arctique représente un flux de perte considérable totalisant 108 t/a-1.

Méthylmercure (MeHg) : Très peu de données sont disponibles sur le méthylmercure et la méthylation du Hg²+ dans les sédiments marins profonds en haute mer et l'on croit généralement que les sédiments ne constituent pas une source importante de méthylmercure pour les eaux des surfaces supérieures. Les sédiments des plateaux sont connus comme d'importants sites de méthylation dans

les zones marines côtières (Hollweg et al., 2009; Hammerschmidt et al., 2004), notamment la baie de Fundy, où des mesures détaillées du méthylmercure et des taux de méthylation potentiels ont été prises à l'aide d'isotopes stables de mercure (Heves et al.. 2006; Sunderland et al., 2006; Sunderland et al., 2004). Néanmoins, il est important de noter que si l'on tient compte de la décantation des particules et de l'enfouissement des sédiments, les pertes de méthylmercure dans les sédiments peuvent s'avérer plus grandes que les rejets de méthylmercure vers les eaux sus-jacentes découlant de la diffusion et de la remise en suspension, c'est-à-dire que les sédiments ne constituent pas toujours une source nette de méthylmercure, en particulier dans les régions côtières peu profondes où les particules ne séjournent pas longtemps dans la colonne d'eau avant de se déposer (Sunderland et al., 2010). Par conséquent, les concentrations de mercure et la spéciation dans les sédiments constituent d'importants vecteurs des concentrations de méthylmercure dans les réseaux trophiques marins benthiques et de fond, mais pas nécessairement dans les réseaux trophiques de la colonne d'eau.

Les concentrations de méthylmercure des sédiments de surface de la baie de Fundy correspondent en moyenne à 0.3 ± 0.09 ng/g⁻¹ à la baie de Passamaquoddy et à $0.1 \pm 0.02 \text{ ng/g}^{-1}$ à l'embouchure de la baie de Fundy (Sunderland et al., 2012). Les mesures des sulfures et du carbone organique laissent croire que l'activité microbienne et la formation de sulfures sont au moins aussi importantes que la concentration de Hg2+ en ce qui concerne la production de méthylmercure de la baie de Fundy (Heyes et al., 2006). Il semblerait que les niveaux de sulfures à la hausse dans les sédiments marins riches en matières organiques de la baie de Fundy augmentent la fraction de Hg²⁺ biodisponible; par conséquent, des niveaux modérés d'enrichissement en carbone organique, par exemple par la pisciculture, pourraient augmenter la production de méthylmercure dans la baie de Fundy (Sunderland et al., 2006). Les profils verticaux de sédiments indiquent que, dans les sédiments mélangés de la baie de Fundy, la production de méthylmercure survient dans les ~15 cm supérieurs de sédiments (Sunderland et al., 2004). En fait, Sunderland et

al. (2004) estiment que les charges aréales de méthylmercure sont presque 50 % plus élevées dans les sédiments mélangés que dans les sédiments non mélangés (~704 et 482 µg/m⁻², respectivement), même si les concentrations de mercure total sont similaires dans les deux cas. On a attribué ce résultat à la plus grande variété de profondeurs auxquelles du méthylmercure est produit. Les constantes de taux de méthylation et de déméthylation obtenues dans le cadre d'expériences utilisant des isotopes stables de mercure étaient de 1,11 x 10-3 et de 0,24, respectivement (Heyes et al., 2006), et les flux de diffusion de méthylmercure des sédiments vers l'eau (de 0,3 à 2,1 ng/m⁻²/jour ⁻¹) étaient similaires à ceux observés au milieu de l'Atlantique et (Hollweg et al., 2009) dans le sud de la Nouvelle-Angleterre (Sunderland et al., 2012; Hammerschmidt et Fitzgerald, 2006). Les mesures des concentrations de méthylmercure dans les sédiments ainsi que les estimations des taux de méthylation du Hg2+ sont manguantes pour les sédiments côtiers du Canada. mais elles seraient bien utiles pour modéliser les voies d'entrée du méthylmercure dans les eaux marines.

7.4 MERCURE DANS LES RÉSEAUX TROPHIQUES MARINS

7.4.1 Structure trophique des réseaux alimentaires marins

On trouve du méthylmercure à des niveaux extrêmement faibles dans l'eau marine (généralement moins de 1 partie par billion; voir la section 7.3.1), pourtant, on relève dans les animaux prédateurs des concentrations plusieurs fois supérieures à ces niveaux. Ce phénomène se produit à cause de la bioamplification du méthylmercure par l'intermédiaire du réseau trophique (figure 7.4). Les producteurs primaires (algues) et les décomposeurs (bactéries) constituent les principaux points d'entrée de l'absorption du méthylmercure (Campbell *et al.*, 2005; Twining et Fisher, 2004; Atwell *et al.*, 1998; Lawson et Mason, 1998). Le méthylmercure dissous traverse efficacement la membrane des cellules algales et bactériennes et se concentre de 10⁴ à 10⁵

fois comparativement à sa concentration dans l'eau (Baeyens *et al.*, 2003; Mason *et al.*, 1996). Les algues et les bactéries transfèrent ensuite le méthylmercure aux animaux herbivores (p. ex. les invertébrés) qui broutent dans la colonne d'eau, sur les substrats des sédiments et des rochers, et sur la glace de mer (dans les régions polaires). Le méthylmercure est par la suite transféré aux consommateurs prédateurs, notamment les grands invertébrés, les poissons, les mammifères marins et les oiseaux de mer. La bioamplification du méthylmercure est de l'ordre de 2 à 10 fois entre un consommateur et son régime alimentaire parce que le méthylmercure s'assimile efficacement dans les tissus des animaux et s'élimine lentement du corps (Mathews et Fisher, 2008; Wang et Wong, 2003).

Les écosystèmes marins soutiennent divers organismes qui participent au transfert alimentaire du méthylmercure. Il est essentiel de comprendre la structure de ces interactions alimentaires (réseaux trophiques) parce que l'alimentation est la principale voie d'accumulation du méthylmercure

dans les animaux et que les concentrations tissulaires de méthylmercure sont plus élevées chez les consommateurs qui se nourrissent aux niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire (Wiener et al., 2003). Les chaînes alimentaires marines sont généralement plus longues que celles des écosystèmes d'eau douce en raison de la présence de prédateur de niveau trophique supérieur, tels les mammifères marins, les requins, les grands poissons (p. ex. le thon) et les oiseaux de mer (Vander Zanden et Fetzer, 2007). Une plus grande diversité de communautés d'invertébrés comportant un plus grand nombre de niveaux trophiques pourrait aussi contribuer à l'allongement des chaînes alimentaires marines. On estime que les prédateurs dominants, tels l'ours blanc, l'épaulard, la Mouette et le Goéland (qui récupèrent les carcasses de mammifères marins) se nourrissent aux environs du niveau trophique 4,5 ou 5 (St. Louis et al., 2011; Campbell et al., 2005; Hobson et al., 2002; Pauly et al., 1998; Hobson et Welch, 1992). Divers animaux se nourrissent aux environs du niveau trophique 4, notamment plusieurs espèces

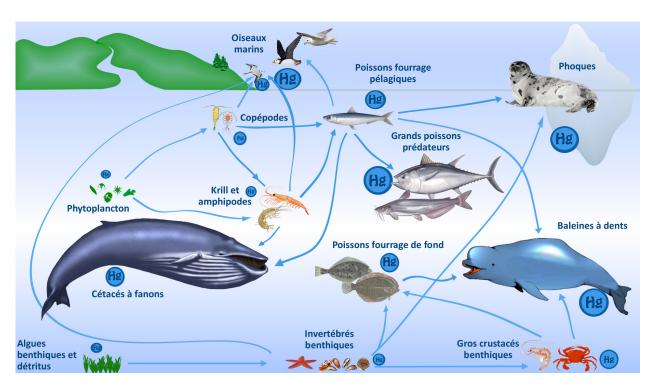


FIGURE 7.4 Bioamplification du méthylmercure (Hg) au sein d'un réseau trophique marin dans le golfe du Saint-Laurent. Les algues et les bactéries présentes dans la colonne d'eau (phytoplancton) et dans les substrats de fond (benthiques) constituent les principaux points d'entrée pour l'absorption du méthylmercure de l'eau dans le réseau trophique. Les flèches indiquent les rapports alimentaires et le transfert trophique du méthylmercure, tandis que les cercles montrent l'augmentation qualitative de la concentration de méthylmercure du fait de la bioamplification.

de cétacés [p. ex. le marsouin, la baleine] (Pauly et al., 1998; Hobson et Welch, 1992), des poissons prédateurs [p. ex. le requin du Groenland, la morue, le flétan] (Lesage et al., 2010; McMeans et al., 2010), les phoques (Pauly et al., 1998) et certains oiseaux marins [p. ex. le Guillemot, la Mouette, le Goéland] (Lavoie et al., 2010a; Hobson et al., 2002). Un individu peut changer de niveau trophique avec l'âge (augmentant généralement de niveau lors du passage à l'âge adulte) à cause des changements apportés à son régime alimentaire pendant la croissance (Newsome et al., 2009; Loseto et al., 2008a). De même, le niveau trophique auquel se nourrit une espèce en particulier peut différer entre les écosystèmes du fait de différences dans la composition et la structure des réseaux trophiques. Par exemple, on a découvert que les ours blancs se nourrissent à un niveau trophique plus élevé à la mer de Beaufort qu'à la baie d'Hudson, ce qui a des effets significatifs sur leur bioaccumulation du mercure (St. Louis et al., 2011). La bioamplification du méthylmercure à des concentrations élevées dans les poissons prédateurs, les mammifères et les oiseaux marins constitue une des importantes conséquences des longues chaînes alimentaires des écosystèmes marins (Lavoie et al., 2010b; Senn et al., 2010; Atwell et al., 1998).

7.4.2 Taux de bioamplification du méthylmercure

Les isotopes stables d'azote (d¹5N) constituent un outil simple, mais puissant utilisé pour caractériser les relations trophiques (Cabana et Rasmussen, 1996). Comme les biotes excrètent les isotopes plus légers (¹⁴N) plus rapidement que les plus lourds (¹⁵N), les ratios ¹⁵N:¹⁴N (d¹⁵N) ont tendance à augmenter à un taux assez constant de 2 à 4 % par niveau trophique (Post, 2002). En conséquence, les prédateurs de niveau trophique supérieur ont des ratios d¹⁵N plus élevés que leurs proies et on peut utiliser cet écart pour estimer les taux de bioamplification du mercure dans une chaîne alimentaire (Cabana et Rasmussen, 1994).

En règle générale, un modèle de régression (concentrations de mercure transformées en logarithme par rapport aux ratios d15N de l'ensemble

des biotes du réseau trophique) est utilisé pour évaluer les facteurs de bioamplification dans l'ensemble du réseau trophique, depuis les proies jusqu'aux prédateurs (Campbell et al., 2005). Ce modèle de régression constitue un outil utile pour comparer les facteurs de bioamplification dans le réseau trophique entre les systèmes, puisqu'une pente abrupte indique une bioamplification plus rapide, alors qu'un point d'intersection plus élevée peut indiquer soit des concentrations plus élevées de mercure qui entrent dans le réseau trophique, soit des ratios d15N plus bas à la base du réseau trophique (Campbell et al., 2005). Les comparaisons de bioamplification dans le réseau trophique et de transfert du mercure entre les systèmes marins peuvent fournir de précieux renseignements sur la facon dont le mercure s'accumule dans les biotes marins.

Des études publiées et non publiées ont été compilées pour extraire les données sur les logarithmes de mercure par rapport aux ratios d15N afin d'obtenir le facteur de bioamplification dans le réseau trophique des systèmes marins du Canada (tableau 7.2). En raison des difficultés logistiques liées à l'échantillonnage marin, très peu d'études canadiennes sont disponibles à l'heure actuelle et la plupart d'entre elles ont été réalisées dans l'Arctique. C'est pourquoi la portée a été agrandie pour inclure d'autres régions polaires (p. ex. la Norvège, l'Alaska, l'Islande, la Russie) afin d'augmenter la taille de l'échantillon examiné. Ont été exclues les études dont les auteurs : 1) n'ont pas rapporté les pentes et les valeurs de régression (Elliott, 2005); 2) ont converti les valeurs d15N en « facteurs trophiques » en utilisant des valeurs de fractionnement trophique statiques (Jæger et al., 2009); 3) ne disposaient pas d'une variété d'espèces suffisante pour calculer le facteur de bioamplification dans le réseau trophique (Hipfner et al., 2011; Young et al., 2010); 4) ont inclus des espèces d'eau douce (Swanson et al., 2011). À la suite d'un examen de la documentation scientifique, 11 études marines du Canada ou de l'Arctique circumpolaire ont été incluses (tableau 7.2).

Les facteurs de bioamplification dans le réseau trophique ont aussi été triés selon que les régressions étaient basées sur les tissus musculaires de proies et de prédateurs entiers ou sur d'autres types de tissus

TABLEAU 7.2 Compilation des logarithmes de mercure ($\mu g/g^{-1}$) par rapport aux équations de régression $\delta 15N$ tirées d'études marines. La source des données, l'endroit et le pays, le type d'analyses, les espèces du niveau trophique le plus bas et les espèces de prédateur du niveau le plus haut du réseau trophique, ainsi que le moment de l'échantillonnage sont indiqués

Endroit	Date	Espèce du niveau trophique le plus bas	Espèce de prédateur du niveau trophique le plus haut	Point d'intersection	Pente	r² ou r² _{raj}	Valeur prédictive ≤	Source
Mercure total		· ·						
Baie Cumberland ³	2007	Espèce de mye non identifiée	Requin du Groenland (Somiosus microcephalus)	-3,69	0,193	0,48	0,001	B. McMeans et A. Fisk dans le PLCN (2012)
Nord de la baie de Baffin³	1998	Algues glaciaires	Phoque annelé (Phoca hispida)	-3,407	0,197	0,68	0,001	Campbell <i>et</i> al. (2005)
Passage du Nord-Ouest ³	1988- 1990	Matière organique particulaire	Ours blanc (Ursus maritimus)	-3,33	0,20	-	-	Atwell <i>et al.</i> (1998)
Ouest du Groenland⁴	2003- 2004	Moule bleue (Mytilus edulis)	Phoque annelé (Phoca hispida)	-	0,22	0,47	0,004	Riget <i>et al.</i> (2007)
Ouest de la baie d'Hudson ³	2007- 2009	Invertébrés benthiques et pélagiques	Phoque commun (Phoca vitulina) ¹	-4,57	0,225	0,47	0,001	B. M. Braune dans le PLCN (2012)
Estuaire de la mer de Beaufort ³	2003- 2006	Diverses variétés de zooplancton	Béluga (Delphinapterus leucas)	-4,0	0,255	0,9	0,01	Loseto <i>et al.</i> (2008a)
Épibenthos de la mer de Beaufort ³	2003- 2006	Mysis spp	Béluga (Delphinapterus leucas)	-3,5	0,232	0,7	0,01	Loseto <i>et al.</i> (2008a)
Golfe Amundsen ³	2003- 2006	Calanus spp	Béluga (Delphinapterus leucas)	-3,9	0,254	0,9	0,01	Loseto <i>et al.</i> (2008a)
Islande ⁴	2001- 2005	Plie (Pleuronectes platessa)	Requin du Groenland (Somiosus microcephalus)	-3,51	0,26	0,67	0,001	McMeans <i>et al.</i> (2010)
Golfe du Saint- Laurent ³	2006- 2007	Acmée à écaille de tortue (Tectura testudinalis)	Petit pingouin (Alca torda)	-3,293	0,170	0,50	0,001	Lavoie <i>et al.</i> (2010b)
Baie de Fundy³	2002	Phytoplancton (de 25 à 66 μm)	Marsouin commun (Phocoena phocoena)	-3,148	0,16	0,46	0,001	G. Harding (données non publiées) ²
Méthylmercure								
Nord de la baie de Baffin³	1998	Algues glaciaires	Phoque annelé (Phoca hispida)	-3,882	0,223	0,74	0,001	Campbell <i>et</i> al. (2005)
Épibenthos de la mer de Beaufort ³	2003- 2006	Mysis spp	Béluga (Delphinapterus leucas)	-4	0,254	0,7	0,01	Loseto <i>et al.</i> (2008a)
Estuaire de la mer de Beaufort ³	2003- 2006	Diverses variétés de zooplancton	Béluga (Delphinapterus leucas)	-4,5	0,295	8,0	0,01	Loseto <i>et al.</i> (2008a)

TABLEAU 7.2 Suite

Endroit	Date	Espèce du niveau trophique le plus bas	Espèce de prédateur du niveau trophique le plus haut	Point d'intersection	Pente	r² ou r² _{raj}	Valeur prédictive ≤	Source
Méthylmercure								
Golfe Amundsen ³	2003- 2006	Calanus spp	Béluga (Delphinapterus leucas)	-4,8	0,311	0,9	0,01	Loseto <i>et al.</i> (2008a)
Ouest du Groenland⁴	2003- 2004	Moule bleue (Mytilus edulis)	Phoque annelé (Phoca hispida)	-	0,417	0,64	0,001	Riget et al. (2007)
Golfe du Saint- Laurent ³	2006- 2007	Acmée à écaille de tortue (Tectura testudinalis)	Petit pingouin (Alca torda)	-1,526	0,235	0,51	0,001	Lavoie et al. (2010b)
Baie de Fundy ³	2002	Phytoplancton (de 25 à 66 μm)	Marsouin commun (Phocoena phocoena)	-4,43	0,265	0,63	0,001	G. Harding (données non publiées) ²
Autres tissus								
Arctique canadien ³	1980- 2010	Algues glaciaires	Mammifères marins Poils d'ours blancs	-	0,17	-	-	Horton <i>et al.</i> (2009)
Arctique de l'Ouest ^{3, 6, 7}	1983- 2001	Zooplancton	Foies et reins de phoques annelés et d'ours blancs	-16,33	1,4	0,53	0,02	Dehn <i>et al.</i> (2006)

¹ Les données sur le phoque sont tirées de Young et al. (2011).

(p. ex. cheveux, foie) utilisés (tableau 7.2). Enfin, les facteurs de bioamplification du mercure total et du méthylmercure ont été analysés séparément, car la proportion de méthylmercure dans le mercure total peut varier considérablement dans les espèces des niveaux trophiques inférieurs. Les espèces de proies présentant les valeurs $\delta^{15}N$ les plus faibles et les espèces de prédateurs présentant les valeurs δ¹⁵N les plus élevées ont été indiquées parce que les taux métaboliques et la durée de vie peuvent influencer de manière significative l'accumulation du mercure (Braune et Norstrom, 1989). Les prédateurs à sang chaud (homéotherme) et à longue durée de vie sont plus susceptibles de présenter des charges de mercure élevées que les espèces à sang froid (poïkilotherme) parce qu'ils ont besoin de plus d'énergie et subissent donc une plus grande exposition alimentaire au mercure.

Dans les études marines examinées ici (tableau 7.2), la pente moyenne du mercure total était de 0,21 \pm 0,03 (intervalle = 0,16 à 0,26) pour tous les systèmes, indiquant des taux de bioamplification constants, quels que soient l'endroit et la composition des espèces (figure 7.5a). On a constaté une bioamplification relativement constante des concentrations de mercure total dans les réseaux trophiques partout dans le monde, avec des facteurs de bioamplification dans le réseau trophique tirés des régressions du logarithme de mercure total par rapport au ratio d15N ayant tendance à s'échelonner entre 0,18 et 0,23 à l'échelle mondiale (Campbell et al., 2005). Le golfe du Saint-Laurent et la baie de Fundy sont les seules régions du sud du Canada où les taux de bioamplification d'un réseau trophique marin sont disponibles. Comme dans les études arctiques, Lavoie et al. (2010b) ont constaté un

² Institut océanographique de Bedford, Pêches et Océans Canada, Dartmouth, Nouvelle-Écosse.

³ Canada, ⁴ Groenland, ⁵ Islande, ⁶ États-Unis, ⁷ Russie.

PLCN = Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord

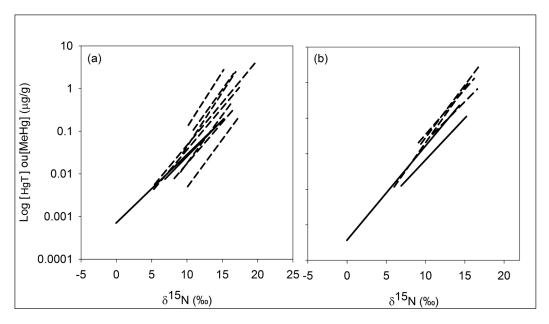


FIGURE 7.5 Régressions du logarithme de mercure par rapport au ratio δ^{15} N des réseaux trophiques marins examinés dans les études présentées au tableau 7.2, sous forme graphique pour a) le mercure total et b) le méthylmercure. Les lignes pleines représentent les écosystèmes tempérés (golfe du Saint-Laurent et baie de Fundy) alors que les lignes pointillées représentent les écosystèmes arctiques. La ligne de régression de Riget *et al.* (2007) n'est pas indiquée parce qu'aucun point d'intersection n'a été rapporté dans cette étude.

facteur de bioamplification dans le réseau trophique de 0,17, notant cependant des différences propres à l'habitat concernant la bioamplification du mercure total dans le réseau trophique pélagique du golfe du Saint-Laurent (facteur de bioamplification dans le réseau trophique de 0,22) comparativement au réseau trophique benthique (facteur de bioamplification dans le réseau trophique de 0,11).

Le méthylmercure est l'élément le plus bioaccumulable du mercure total dans l'environnement et la proportion de méthylmercure dans le mercure total des biotes augmente avec leur position trophique. La valeur de pente moyenne de la bioamplification du méthylmercure était de $0,29 \pm 0,07$ (intervalle = 0,22à 0,42), légèrement plus haute que la pente moyenne du mercure total (figure 7.5b, tableau 7.2). Les plus hauts taux de bioamplification du méthylmercure ont été observés dans deux réseaux trophiques dominés par le béluga dans la mer de Beaufort (0,29 et 0,31) et un réseau trophique dominé par le phoque annelé au large du Groenland (0,42). Les taux de bioamplification du méthylmercure dans les réseaux trophiques tempérés du golfe du Saint-Laurent et de la baie de Fundy sont dans l'intervalle des pentes mesurées dans les études arctiques. L'intervalle plus large de facteurs

de bioamplification du méthylmercure dans les réseaux trophiques comparativement à ceux du mercure total pourrait être attribuable à des proportions variables de méthylmercure dans le mercure total chez les poïkilothermes de niveau trophique inférieur et les vertébrés des niveaux trophiques supérieurs, comme les oiseaux et les mammifères (Lavoie et al., 2010b; Loseto et al., 2008b; Campbell et al., 2005). Par exemple, dans la baie de Baffin, on a constaté que la charge de mercure total des invertébrés se compose de méthylmercure dans une proportion de 8 à 100 %. alors que cette proportion est d'environ 80 % chez les oiseaux et les phoques annelés (Campbell et al., 2005). Par conséquent, ces proportions variables de méthylmercure à l'échelle du réseau trophique peuvent influencer la pente de régression selon la composition des espèces. Malgré tout, la pente moyenne du méthylmercure n'est que légèrement plus élevée que celle du mercure total, comme on pouvait s'y attendre, étant donné le potentiel de bioamplification supérieur du méthylmercure dans les réseaux trophiques.

Les analyses du corps entier ou des muscles constituent la méthode la plus communément utilisée pour générer des modèles de bioamplification du mercure par rapport au ratio d15N. Néanmoins, il demeure intéressant d'examiner les facteurs de bioamplification dans le réseau trophique en utilisant d'autres tissus, même si les pentes ne peuvent être comparées directement. Horton et al. (2009) ont utilisé des échantillons de fourrure d'ours blancs pour analyser les tendances du mercure total et du réseau trophique dans l'Arctique, et extrait des données documentaires (e.g., Campbell et al., 2005; Atwell et al., 1998) afin de compiler un ensemble de données du réseau trophique des ours blancs, ce qui a donné l'une des plus basses pentes de logarithme de mercure total par rapport au ratio d15N, soit 0,17 (tableau 7.2). Dans une autre étude utilisant des échantillons de foies et de reins provenant de phoques et d'oiseaux. Dehn et al. (2006) ont obtenu l'une des pentes les plus élevées de cet examen, soit 0,53 (tableau 7.2). On sait que le poil accumule le mercure à un rythme uniformément plus bas, alors que les tissus du foie sont actifs sur le plan du métabolisme et ont tendance à accumuler le mercure à un rythme plus élevé que les tissus musculaires. Ainsi, la variabilité de la pente entre les études souligne l'importance de la sélection de tissus uniformes pour assurer la comparabilité entre les endroits et les études.

En conclusion, il s'avère que le mercure total et le méthylmercure s'amplifient biologiquement à un taux constant à l'échelle des réseaux trophiques marins. peu importe l'endroit ou la composition du réseau trophique. Les variations du taux de bioamplification, telles que les indiquent les pentes de régression du logarithme de mercure par rapport au ratio d15N peuvent être attribuées : 1) au type de tissus analysés (p. ex. muscle, corps entier, poils); 2) au nombre d'espèces d'invertébrés poïkilothermes présentant des proportions variables de méthylmercure dans le mercure total; 3) au nombre de vertébrés homéothermes échantillonnés dans le réseau trophique (Borgå et al., 2012). Peu importe la situation, de faibles concentrations de mercure dans les proies invertébrées à la base de n'importe quel réseau trophique marin mèneront inévitablement à des concentrations de mercure considérablement élevées. supérieures de plusieurs ordres de grandeur, dans les espèces prédatrices.

7.4.3 Effets de l'utilisation de l'habitat et des comportements alimentaires sur l'exposition au méthylmercure

L'utilisation de l'habitat et les comportements alimentaires constituent d'importants facteurs, en plus de la position trophique, et peuvent influer sur l'exposition au méthylmercure des animaux marins. Les écosystèmes marins du Canada contiennent une variété d'habitats, notamment des marais salés, des bas fonds intertidaux, des estuaires, de la glace de mer, ainsi que les eaux et les fonds des plateaux côtiers et du grand large. Ces habitats peuvent différer quant à leur capacité à produire du méthylmercure et à y exposer les animaux en raison de différences dans les sources de mercure, les processus biogéochimiques et les structures des réseaux trophiques (Macdonald et Loseto, 2010; Fitzgerald et al., 2007). Par ailleurs. beaucoup d'animaux marins utilisent de vastes aires de répartition et se nourrissent dans plusieurs habitats séparés par de longues distances, ce qui engendre des conséquences potentielles sur leur apport alimentaire en méthylmercure (Loseto et al., 2008a; Hammerschmidt et Fitzgerald, 2006; Block et al., 2005). De nombreuses enquêtes ont enregistré des variations liées à l'habitat en ce qui concerne la bioaccumulation de méthylmercure, comme vous le verrez plus en détail ci-dessous, mais les processus sous-jacents à ces différences demeurent souvent incertains.

On a démontré que la résidence dans les estuaires influe sur la bioaccumulation du méthylmercure dans le poisson (Farmer *et al.*, 2010; Kütter *et al.*, 2009; Davis *et al.*, 2008; Mason *et al.*, 2006). Les estuaires, qui constituent des habitats variables et transitionnels, situés à l'embouchure des fleuves côtiers, sont également des sites de grande variabilité sur le plan de la salinité à cause des apports maréaux d'eau salée en provenance de l'océan et des débits d'eau douce en aval en provenance des cours d'eau. Les poissons qui se nourrissent dans les eaux plus salines des estuaires ont tendance à présenter des concentrations de mercure inférieures comparativement à ceux qui se nourrissent en amont, dans les zones d'eau douce (Farmer *et al.*, 2010;



Kütter et al., 2009; Davis et al., 2008; Mason et al., 2006), mais à l'heure actuelle, il existe très peu de renseignements portant spécifiquement sur les environnements estuariens du Canada. Dans le delta du fleuve Mobile et de la rivière Tensaw (Alabama, États-Unis), Farmer et al. (2010) ont utilisé des techniques de chimie otolithe pour évaluer l'exposition à la salinité de deux espèces de poisson et constaté que les concentrations de mercure dans le poisson diminuent en parallèle avec l'augmentation de la résidence dans l'estuaire. La plus faible exposition au méthylmercure dans les eaux plus salines du delta a été attribuée à la consommation accrue de crabes présentant de plus faibles concentrations de mercure (Farmer et al., 2010). Dans le sud du Brésil, on a constaté que les espèces de poisson des estuaires présentent les concentrations de mercure les plus basses, celles des lacs d'eau douce côtiers, les concentrations les plus élevées, et celles des zones marines hauturières, des concentrations intermédiaires (Kütter et al., 2009).

L'exposition au méthylmercure varie aussi entre les réseaux trophiques de la colonne d'eau océanique (zone pélagique) et ceux des fonds océaniques [zone benthique] (Lavoie *et al.*, 2010b; Chen *et al.*, 2009). Les réseaux trophiques pélagiques ont tendance à accumuler plus de méthylmercure que les réseaux trophiques benthiques, peut-être à cause de l'absorption plus efficace du méthylmercure

aqueux par les microbes dans la colonne d'eau comparativement à ce qu'on observe dans les sédiments (Chen et al., 2009) ou d'une bioamplification plus grande entre les consommateurs pélagiques et leurs proies (Lavoie et al., 2010b). Les différences régionales sur le plan des niveaux de mercure dans les prédateurs de niveau trophique supérieur ont été attribuées au type de réseau trophique; par exemple, les ours blancs ayant un régime alimentaire pélagique accumulent plus de mercure que ceux qui s'alimentent dans des réseaux alimentaires benthiques (St. Louis et al., 2011; Cardona-Marek et al., 2009). En haute mer, la profondeur de l'alimentation joue aussi un rôle dans l'exposition au mercure, puisque les poissons qui se nourrissent dans des eaux plus profondes (~200 à 600 m) ont tendance à présenter des concentrations de méthylmercure plus élevées que ceux qui se nourrissent près de la surface [0 à 200 m] (Choy et al., 2009). Les concentrations de mercure méthylé dans l'eau tendent à augmenter avec la profondeur en haute mer (section 7.3.1), de sorte que les profondeurs intermédiaires pourraient s'avérer d'importants sites d'absorption de méthylmercure dans les réseaux trophiques marins (Choy et al., 2009).

Beaucoup d'animaux marins sont migrateurs et se déplacent sur de longues distances entre leur aire de reproduction et leurs zones d'hivernage ou d'alimentation. Ce comportement pose un défi de taille pour l'identification des sources du mercure qui s'accumule biologiquement dans la faune migratoire à cause 1) des différentes sources de mercure des habitats d'hiver, de migration et de reproduction; 2) des régimes alimentaires vraisemblablement différents (tout comme, par conséquent, l'exposition et l'absorption de mercure) de la faune dans ces habitats: 3) des variations saisonnières des processus biologiques (comme la reproduction, la mue ou l'accumulation de réserves d'énergie pour la migration) susceptibles d'influencer la bioaccumulation du mercure; 4) du décalage temporel dans l'équilibration des niveaux de mercure dans les tissus par rapport à l'absorption locale. Dans le golfe du Saint-Laurent, Lavoie et al. (2010a) ont constaté que deux espèces résidentes d'oiseau de mer présentaient des concentrations de mercure plus élevées que deux espèces migratoires, après ajustement selon la position trophique. Cette

différence est présumément attribuable au niveau d'exposition au méthylmercure plus faible dans les aires d'hivernage des oiseaux migrateurs (Lavoie et al., 2010a). De même, Finkelstein et al. (2006) ont démontré que deux espèces d'Albatros qui nichent à Hawaï et occupent des positions trophiques similaires présentaient des concentrations de mercure total grandement différentes en raison de leurs zones d'alimentation distinctes. Les données de télémesure satellitaire indiquent que l'espèce d'Albatros se nourrissant dans le Pacifique Nord accumule moins de mercure que celle se nourrissant dans le courant de Californie, au large de la côte ouest des États-Unis (Finkelstein et al., 2006). Certains poissons marins migrent aussi sur de longues distances et peuvent présenter des concentrations de méthylmercure variables à différentes périodes de l'année. Par exemple, des tassergals de taille comparable affichent des concentrations de mercure total trois fois plus élevées entre mai et septembre, reflétant probablement les différences d'exposition alimentaire durant leurs déplacements le long de la côte atlantique des États-Unis (Hammerschmidt et Fitzgerald, 2006).

Une récente recherche dans l'Arctique canadien souligne de quelle façon les comportements alimentaires individuels au sein d'une population d'animaux marins peuvent jouer un rôle important dans l'exposition au méthylmercure. Des études sur les bélugas ont été amorcées dans la mer de Beaufort (Territoires du Nord-Ouest) pour faire suite à des préoccupations liées à leurs niveaux élevés de mercure (Lockhart et al., 2005), afin de mieux comprendre les sources de mercure et l'exposition des bélugas en tant que prédateurs de niveau trophique supérieur en milieu marin (Loseto et al., 2008a; 2008b; 2006). Les données de télémesure satellitaire de bélugas marqués ont fourni des renseignements visant à évaluer leur sélection quotidienne d'habitat, définie au moyen de la glace de mer, de la bathymétrie et de la distance par rapport à la ligne côtière. On a constaté que les bélugas de la mer de Beaufort se séparaient par sexe durant les déplacements estivaux (Loseto et al., 2006). Selon la concentration des glaces de mer et l'habitat du plateau, trois groupes d'utilisation de l'habitat différents ont été définis comme suit, en fonction de

la taille, du sexe et du potentiel de reproduction des bélugas : 1) les femelles avec et sans baleineaux et les mâles de petite taille (moins de 4 m) choisissent les eaux libres peu profondes, près de la partie continentale; 2) les mâles de taille moyenne (de 3,8 à 4,3 m) et quelques femelles (de plus de 3,4 m) sans petits optent pour la lisière des glaces de mer; et 3) les mâles les plus grands (de 4 à 4,6 m) choisissent les glaces de mer très concentrées dans les eaux profondes, au large. On a posé l'hypothèse qu'une telle segmentation de l'utilisation de l'habitat au sein de cette espèce a des conséquences sur l'écologie d'alimentation et l'exposition au mercure des bélugas (Loseto *et al.*, 2008a).

Les enquêtes sur les réseaux trophiques dans la mer de Beaufort et le golfe Amundsen indiquent que les niveaux de mercure des proies potentielles des bélugas provenant du plateau estuarien y sont parmi les plus bas (Loseto et al., 2008a), malgré l'afflux élevé de mercure inorganique et de méthylmercure en provenance du fleuve Mackenzie (Leitch et al., 2007). Le groupe de bélugas qui, selon l'hypothèse, se nourriraient à cet endroit présente aussi les niveaux de mercure total les plus faibles (Loseto et al., 2008a). Les bélugas qui, selon l'hypothèse, se nourriraient dans la zone benthique ou dans la zone pélagique du golfe Amundsen avaient les concentrations de mercure total dans les muscles les plus élevées et ne présentaient pas de différences significatives. Les proies potentielles des habitats éloignés des côtes et des habitats benthiques présentaient des concentrations de mercure total généralement supérieures à celles de proies du plateau estuarien, y compris dans le cas de la morue polaire présente dans les deux zones (Loseto et al., 2008a), ce qui correspond aux différences sur le plan du mercure total entre les bélugas qui vivent près de la côte et ceux qui préfèrent la haute mer. Même si les groupes de bélugas définis selon l'alimentation dans cette étude constituent une simplification excessive des complexités temporelles et spatiales des déplacements et des préférences alimentaires saisonnières des bélugas, ces résultats donnent à penser que l'exposition au mercure varie probablement au sein de la population de bélugas en raison de cette segmentation selon la taille et le sexe. On ne sait pas clairement pourquoi, étonnamment,

la bioaccumulation du mercure est supérieure dans les bélugas et leur réseau trophique dans les eaux du large comparativement aux bélugas qui se nourrissent sur le plateau estuarien.

7.5 ENQUÊTES RÉGIONALES SUR LE MERCURE DANS LES MILIEUX MARINS CANADIENS

7.5.1 L'archipel arctique et la mer de Beaufort

L'archipel arctique est une vaste région du nord du Canada, composée de plus de 36 000 îles couvrant 1,4 million de km2. La mer de Beaufort est une mer bordière de l'océan Arctique qui chevauche l'archipel dans l'ouest de l'Arctique canadien. Le cycle du mercure dans cette région polaire est complexe. en partie à cause de conditions environnementales et de processus uniques, comme les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique (chapitre 4), les échanges de mercure intensifs entre la neige et l'air durant le long hiver (chapitre 5) et l'absorption de mercure dans les longues chaînes alimentaires associées à la glace de mer (Macdonald et Loseto, 2010). Le cycle du mercure dans l'Arctique a fait l'objet d'études approfondies au cours des dix dernières années et les connaissances scientifiques sur le mercure dans cette région ont été résumées en détail dans le cadre de deux récentes évaluations dirigées par le Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique dans le cas de l'Arctique circumpolaire (AMAP, 2011) et par le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord dans le cas de l'Arctique canadien (NCP, 2012). Ces programmes ont été mis sur pied en réaction aux préoccupations relatives à l'exposition humaine à des niveaux élevés de contaminants, y compris le mercure, dans le poisson et la faune qui constituent une part importante du régime alimentaire traditionnel des peuples autochtones de l'Arctique.

Beaucoup de nouveaux renseignements ont été recueillis sur les concentrations de mercure dans

les eaux marines et la neige dans l'archipel arctique. et les données publiées sur la colonne d'eau dans cette région sont plus complètes que pour les autres régions marines du Canada, mise à part la région de la baie d'Hudson (section 7.3; tableau 7.3). Ces études ont fourni d'importantes observations sur la spéciation du mercure, les transformations du mercure inorganique et la production de mercure méthylé dans la colonne d'eau (Kirk et al., 2012; Lehnherr et al., 2011; Kirk et al., 2008). En outre, des concentrations élevées de mercure total dans la neige marine, parfois supérieures à 100 ng/L⁻¹, ont été observées en association avec des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique (St. Louis et al., 2007; Lu et al., 2001). Néanmoins, les concentrations de mercure total dans la neige diminuent rapidement quelques jours après les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique en raison de la photoréduction et de la réémission dans l'atmosphère (Durnford et al., 2012b; Munthe et al., 2011). Dans l'Arctique, l'accumulation de mercure inorganique est plus élevée dans la neige sur la glace de mer que dans la neige en environnement terrestre, parce que les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique sont le résultat de réactions photochimiques atmosphériques auxquelles participent des éléments halogènes marins, en particulier le brome, et en raison de l'effet du chlorure sur la rétention du mercure inorganique dans l'enneigement (Stephens et al., 2012; Poulain et al., 2007a; St. Louis et al., 2007; Lindberg et al., 2002). Des indications récentes laissent entendre que la prévalence croissante de glace saisonnière plus salée et plus récente dans l'Arctique, soutenue par les changements climatiques, pourrait augmenter les dépôts de mercure dans les milieux marins (Nghiem et al., 2012). La glace de mer plus récente rejette plus de brome que la glace de plusieurs années et elle est associée à une oxydation plus importante du mercure atmosphérique pendant les épisodes d'appauvrissement (Nghiem et al., 2012).

Plusieurs nouveaux processus ont été mis de l'avant pour expliquer les concentrations de méthylmercure observées dans la neige de l'Arctique (Barkay et Poulain, 2007). Il est possible que les microbes induisent la méthylation du mercure dans la neige, comme le laisse supposer la présence de cellules

TABLEAU 7.3 Sommaire des concentrations de mercure dans les eaux et les sédiments de plusieurs régions marines du Canada

Mesure du mercure	Archipel arctique ¹	Baie d'Hudson²	Baie de Fundy³	Estuaire et golfe du Saint-Laurent⁴	Détroit de Géorgie⁵
Eaux					
Mercure total (ng/L ⁻¹)					
moyenne	0,37	0,43	0,25	n. d.	
intervalle	0,14-2,08	0,14-2,90	n. d.	0,36-1,56	-
N ^{bre}	45	30	22	n. d.	
Mercure méthylé ^a (pg/L ⁻¹)					
moyenne	65	41			
intervalle	15-178	15-126	-	-	-
N ^{bre}	45	30			
Méthylmercure (pg/L ⁻¹)					
moyenne	24		50	116	
intervalle	11-54	-	n. d.	107-124	-
N ^{bre}	8		22	3	
Diméthylmercure (pg/L ⁻¹)					
moyenne	44	32		n. d.	
intervalle	3-170	0,1-129	-	<1	-
N ^{bre}	49	30		n. d.	
Mercure élémentaire gazeux (pg/L ⁻¹)					
moyenne	28	31		n. d.	
intervalle	1-133	2-86	-	<34-74	-
N ^{bre}	45	27		17	
Sédiments					
Mercure total (ng/g ⁻¹ en poids sec)					
moyenne		26	31	n. d.	n. d.
intervalle		8-58	8-104	~25-520	60-420
N ^{bre}		325	33	n. d.	17

n. d. = non disponible; a mercure méthylé = méthylmercure + diméthylmercure Sources :

microbiennes, de substrats organiques dissous et de mercure inorganique biodisponible (Larose *et al.*, 2010; Barkay et Poulain, 2007; Constant *et al.*, 2007). Selon les biocapteurs bactériens luminescents, une partie du mercure inorganique déposé sur la neige de l'Arctique est biodisponible pour l'absorption par les microbes, et la proportion de mercure biodisponible varie selon les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique et les voies d'entrée des dépôts secs ou humides (Larose *et al.*, 2011). Un autre mécanisme, proposé par St. Louis *et al.*

(2007; 2005), correspond à la photodécomposition du diméthylmercure volatil dans l'atmosphère. Une quantité importante de diméthylmercure libéré en provenance des eaux océaniques pourrait, au bout du compte, se déposer sous forme de méthylmercure sur la neige et la glace dans les zones marines ou côtières. Parmi les autres mécanismes possibles d'accumulation du méthylmercure qui n'ont pas été confirmés, on retrouve la méthylation induite par la lumière du soleil en présence de matières organiques labiles dans la neige, la méthylation atmosphérique

^{1 -} Kirk et al. (2008), St. Louis et al. (2007), Lehnherr et al. (2011)

^{2 -} Kirk et al. (2008), Hare et al. (2008), Hare et al. (2010), Lockhart et al. (1998), Stewart et Lockhart (2005)

^{3 –} Sunderland et al. (2006), Hung et Chmura (2006), Sunderland et al. (2010)

^{4 -} Cossa et Gobeil (2000), Gobeil et Cossa (1993), Lavoie et al. (2010b)

^{5 –} Johannessen *et al.* (2005)

par des réactions abiotiques (Hammerschmidt *et al.*, 2007) et la méthylation microbienne sur les aérosols dans l'atmosphère (Barkay et Poulain, 2007).

La dynamique du mercure dans la glace de la mer de l'Arctique a été étudiée récemment dans la mer de Beaufort, où l'on a échantillonné une variété de types de glace : de la glace nouvellement formée, de la glace de première année (glace dérivante et glace de rive) et de la glace de plusieurs années (Chaulk et al., 2011). Malgré la diversité des types de glace, des caractéristiques de glace (épaisseur, stade de formation de la glace, étendue de la couverture de neige) et des températures de l'air ambiant, les concentrations de mercure total dans la glace étaient systématiquement faibles (de 0.5 à 4 ng/L⁻¹). les concentrations les plus élevées ayant été observées dans la couche de surface. Cependant, le mercure total était considérablement plus concentré dans la saumure de la glace de mer (de 2,6 à 71,2 ng/L-1), les niveaux les plus élevés ayant été observés dans les saumures les plus salées. On a constaté que la formation de poches et de canaux de saumure constitue un important processus pour le déplacement du mercure dans la banquise. Aucun renseignement publié n'est disponible à l'heure actuelle en ce qui a trait aux processus du mercure inorganique et du méthylmercure dans les sédiments de l'archipel arctique, ce qui constitue une lacune significative dans les données en raison de leur importance pour l'évaluation du potentiel de méthylation dans les sédiments et des tendances à long terme des flux de mercure vers les sédiments (au moyen de carottes). Les concentrations de mercure total des sédiments étaient en général de moins de 150 ng/g⁻¹ en poids sec dans la mer de Beaufort (Macdonald et Thomas, 1991) et dans l'océan Arctique (Gobeil et al., 1999).

On a étudié les niveaux de mercure des biotes marins de l'Arctique au cours des 20 dernières années dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (NCP, 2012, 2003, 1997), et les ensembles de données biologiques résultants figurent parmi les plus complets en ce qui concerne les milieux marins au Canada. La surveillance dans l'archipel arctique et la mer de Beaufort s'est concentrée principalement sur l'omble chevalier de mer, les oiseaux de mer et les mammifères marins,

notamment le phoque annelé, le béluga et l'ours blanc.

L'omble chevalier de mer est un aliment traditionnel important que pêchent les collectivités côtières et il constitue l'espèce dominante parmi les prises des pêches maritimes dans l'archipel arctique (Zeller et al., 2011). Depuis 2005, on relève systématiquement les concentrations de mercure total de l'omble de mer à 20 endroits du nord du Canada, notamment l'ouest de l'Arctique, le centre de l'Arctique et le nord de l'île de Baffin et du Labrador, afin d'assurer une plus vaste couverture spatiale des régions soumises à l'influence de divers bassins versants, régimes climatiques et gradients latitudinaux (NCP, 2012; Evans et Muir, 2010). On a aussi relevé les concentrations de mercure total dans le Dolly Varden, une autre espèce de salmonidés semblable à l'omble chevalier, dans deux cours d'eau à l'ouest du fleuve Mackenzie. La fourchette de longueurs moyennes des poissons allait d'environ 400 à 730 mm. Les muscles de l'omble présentaient des concentrations de mercure total extrêmement faibles dans tout l'Arctique canadien, les moyennes des sites variant entre 0,014 ± 0,002 mg/g⁻¹ en poids humide à Cape Dorset, et 0,097 ± 0,015 mg/g⁻¹ pour le Dolly Varden de la rivière Vittrekwa (NCP, 2012). L'ombre de mer migre vers l'océan à l'été pour se nourrir et habite dans des lacs et des rivières d'eau douce pendant l'hiver. Il existe peu d'information sur les espèces exclusivement marines susceptibles de constituer d'importantes sources de mercure alimentaire pour les grands mammifères marins et les oiseaux de mer. L'exception notable est le saïda, une espèce de poisson de première importance associée à la glace de mer, pour laquelle les concentrations de mercure total ont été mesurées à plusieurs endroits de l'Arctique de l'Ouest (Loseto et al., 2008a; Stern et Macdonald, 2005).

Les îles de l'archipel arctique constituent, durant la période estivale, d'importants lieux de reproduction pour un grand nombre d'oiseaux de mer (CAFF, 2002), et certaines de ces espèces, comme l'Eider à duvet et le Guillemot de Brünnich, sont chassées traditionnellement par les habitants du Nord (CAFF, 2008). On a étudié les niveaux de mercure de divers oiseaux de mer, notamment la Sterne arctique, la Mouette tridactyle, le Fulmar boréal, le Guillemot de

Brünnich, et Guillemot à miroir et plusieurs espèces de Canards de mer, de Mouettes et de Goélands (NCP, 2012; Akearok *et al.*, 2010; Braune *et al.*, 2010; Wayland et al., 2008; Wayland et al., 2007; Borga et al., 2006: Braune et al., 2006: Wayland et al., 2005; Mallory et al., 2004a; Mallory et al., 2004b: Braune et al., 2002). Un certain nombre de ces enquêtes ont relevé des différences de concentrations de mercure total entre les espèces liées au niveau trophique (e.g., Akearok et al., 2010: Borga et al., 2006) et des variations géographiques des concentrations de mercure total entre diverses populations d'une même espèce (e.g., Mallory et al., 2004a; Braune et al., 2002). On a déterminé que les oiseaux de mer constituent un vecteur important pour la contamination au mercure des écosystèmes fortement localisés aux endroits où ils se rassemblent à forte densité dans l'Arctique (Choy et al., 2010; Michelutti et al., 2010; Blais et al., 2005). Les oiseaux transportent et concentrent le mercure de source marine dans les étangs d'eau douce en se nourrissant dans l'océan, puis en reietant leur quano aux sites où ils se rassemblent pour nicher. Les oiseaux de mer qui occupent une position trophique plus élevée sont des vecteurs biologiques du mercure plus efficaces (Michelutti et al., 2010). S'il est vrai qu'on ne considère pas le transport par vecteur biologique comme un flux majeur de mercure à grande échelle dans l'Arctique canadien (Outridge et al., 2008), il peut multiplier de beaucoup les concentrations de mercure dans les sédiments des étangs adjacents aux colonies d'oiseaux de mer (Michelutti et al., 2010; Blais et al., 2005).

Les prédateurs de niveau trophique supérieur de l'archipel arctique et de la mer de Beaufort, notamment les phoques, les bélugas, les narvals et les ours blancs, présentent des concentrations de mercure élevées dans leurs tissus (NCP, 2012; Wagemann *et al.*, 1998). Les niveaux de mercure varient selon les types de tissus, les concentrations les plus élevées de mercure total et de méthylmercure se retrouvant dans le foie (le méthylmercure est en faible proportion cependant) comparativement aux reins, au cerveau, aux muscles et à la peau (Lemes *et al.*, 2011; Dehn *et al.*, 2005; Wagemann *et al.*, 1998). On pense que l'accumulation de grandes quantités de mercure inorganique dans le foie, en grande

partie complexé avec du sélénium, serait le résultat de processus de déméthylation dans cet organe (Lemes et al., 2011; Wagemann et al., 1998). Les concentrations de mercure total chez les mammifères marins de l'Arctique varient considérablement selon la géographie, les concentrations les plus élevées se retrouvant généralement dans la mer de Beaufort et sur les îles de l'ouest de l'archipel arctique (NCP, 2012; Routti et al., 2011; Dehn et al., 2005; Lockhart et al., 2005). Ces tendances pourraient être attribuables à des différences dans la structure des réseaux trophiques ainsi qu'à des concentrations plus élevées de méthylmercure disponible dans l'eau pour entrer dans les réseaux trophiques (NCP, 2012; St. Louis et al., 2011), mais d'autres recherches sont nécessaires pour lier les processus biogéochimiques et des réseaux trophiques aux variations des niveaux de mercure dans les biotes de l'Arctique. Par ailleurs, on s'attend à ce que les importantes réductions de l'étendue de la couverture des glaces de mer pendant l'été, provoquées par les changements climatiques, modifient la structure des réseaux trophiques marins dans l'archipel arctique et influent sur la bioaccumulation du mercure chez les animaux marins (Stern et al., 2011).

7.5.2 La baie d'Hudson

La baie d'Hudson, la plus grande mer intérieure nordique, s'étend sur plus de 1,2 million de km². Elle reçoit d'importants apports des débits de cours d'eau en provenance d'un immense bassin versant (plus de 4 millions de km²) ainsi que les eaux marines de l'Arctique en provenance du détroit d'Hudson et du bassin Foxe au nord (Stewart et Barber, 2010). La baie est couverte de glace en hiver et devient libre de glace au milieu de l'été. En raison de ses caractéristiques uniques, l'environnement de la baie d'Hudson soutient, plus au sud, un réseau trophique Arctique bien développé (Stewart et Barber, 2010).

La première enquête majeure sur le mercure dans la baie d'Hudson a été réalisée par Kirk *et al.* (2008), qui ont constaté que les concentrations de mercure total étaient faibles dans la colonne d'eau et similaires à celles de l'archipel arctique (tableau 7.3). Les profils de profondeur du mercure méthylé (méthylmercure

+ diméthylmercure) et du diméthylmercure laissent supposer que la méthylation du mercure se produit dans les eaux profondes ou dans les sédiments de la baie d'Hudson (section 7.3.1). Hare et al. (2010) ont constaté de faibles concentrations de mercure total dans les sédiments de 12 carottes prélevées dans toute la baie, plus particulièrement par rapport aux sédiments des régions de l'océan Arctique (Tableau 7.3; NCP, 2012). Les flux de mercure total vers les sédiments de la baie d'Hudson ont augmenté depuis le début de la révolution industrielle, probablement à cause du transport atmosphérique à grande distance de mercure anthropique, mais les flux de particules et les processus de dépôts ont aussi joué un rôle important dans le contrôle de l'accumulation de mercure dans les sédiments (Hare et al., 2010).

Deux sites côtiers, Churchill (au Manitoba) et Kuujjuarapik (au Québec), ont été le point central d'importantes enquêtes sur les dépôts atmosphériques et sur la dynamique du mercure dans la neige de la baie d'Hudson au cours des dix dernières années (Constant et al., 2007; Kirk et al., 2006; Lahoutifard et al., 2006; Dommergue et al., 2003a; Dommergue et al., 2003b). De manière similaire à l'archipel arctique, ces régions subarctiques sont sujettes au phénomène polaire des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique printaniers, pendant lesquels les intenses dépôts de mercure atmosphérique peuvent augmenter les concentrations de mercure total de la neige à plus de 100 ng/L-1 (Kirk et al., 2006; Lu et al., 2001). Néanmoins, le mercure est rapidement émis de nouveau vers l'atmosphère, ce qui occasionne le retrait de la majorité de ces dépôts de mercure total sur l'enneigement de la baie d'Hudson en quatre jours ou plus (Constant et al., 2007; Kirk et al., 2006; Dommergue et al., 2003a). Kirk et al. (2006) ont évalué la charge annuelle de mercure total de l'enneigement marin entrant dans la baie d'Hudson à 2,1 mg/ha⁻¹ et conclu que le Hg²⁺ déposé durant les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique ne contribue que très peu à la quantité de mercure inorganique se trouvant dans la baie. Les cours d'eau constituent une source importante de mercure pour la baie d'Hudson (Tableau 7.1; Hare et al., 2008) et on a déterminé les exportations annuelles de mercure total et de méthylmercure de deux cours

d'eau subarctiques, les fleuves Nelson et Churchill, qui coulent dans la zone sud-ouest de la baie (Kirk et St. Louis, 2009). Selon les mesures continues prises de 2003 à 2007, les concentrations de mercure total et de méthylmercure étaient faibles dans le fleuve Nelson (moyenne \pm écart-type : 0,88 \pm 0,33 et 0,05 ± 0.03 ng/L⁻¹, respectivement), mais plus élevées dans le fleuve Churchill, en particulier dans le cas du méthylmercure (1,96 \pm 0,8 et 0,18 \pm 0,09 ng/L⁻¹, respectivement). Ainsi, le fleuve Churchill pourrait constituer une source importante de méthylmercure pour les organismes qui se nourrissent dans son estuaire. Fait intéressant, les exportations combinées des fleuves Nelson et Churchill vers la baie d'Hudson sont comparables aux apports estimatifs de mercure total provenant de la fonte des neiges printanière sur la glace de la baie d'Hudson (177 ± 140 kg/ an-1), mais approximativement 13 fois supérieures aux apports de méthylmercure provenant de la fonte des neiges $[1 \pm 1 \text{ kg/an}^{-1}]$ (Kirk et St. Louis, 2009). On estime que la combinaison des apports de mercure provenant des fleuves et de la fonte des neiges contribue à hauteur d'environ 16 % au stock de mercure total dans les eaux de la baie d'Hudson, mais dans une proportion inférieure (6 %) au stock de méthylmercure.

On a relevé les niveaux de mercure de divers animaux habitant la baie d'Hudson, dont des oiseaux de rivage (Braune et Noble, 2009), des oiseaux de mer (NCP, 2012; Braune et al., 2006; Braune et al., 2002), des phoques (NCP, 2012; Young et al., 2010), des bélugas (Gaden et Stern, 2010) et des ours blancs (Routti et al., 2011; St. Louis et al., 2011). On en sait très peu sur la bioaccumulation du mercure dans les niveaux inférieurs du réseau trophique de la baie d'Hudson (voir quand même la section 7.4.2). Les mammifères marins de la baie d'Hudson, en particulier les phoques, les bélugas et les ours blancs. présentent généralement des concentrations de mercure total plus basses dans les tissus que les autres populations des mêmes espèces qui habitent la mer de Beaufort et, dans certains cas, les régions de l'archipel arctique (NCP, 2012; Routti et al., 2011; St. Louis et al., 2011; Lockhart et al., 2005). On a aussi constaté des différences latitudinales dans les concentrations de mercure total entre les colonies de Guillemots de Brünnich, les oiseaux nichant à la baie

d'Hudson présentant des concentrations de mercure total inférieures à ceux qui nichent dans les colonies du Haut-Arctique (NCP, 2012). Les niveaux de mercure total inférieurs des biotes de la baie d'Hudson pourraient être attribuables à une chaîne alimentaire plus courte et à de plus faibles concentrations de mercure méthylé dans l'eau (St. Louis *et al.*, 2011), bien que d'autres recherches soient nécessaires pour lier les processus biogéochimiques et des réseaux trophiques aux variations des niveaux de mercure dans les biotes de l'Arctique.

Les conditions de la glace ont changé à la baie d'Hudson au cours des trois ou quatre dernières décennies, la saison libre de glace devenant de plus en plus longue (Hochheim et al., 2010: Gagnon et Gough, 2005) et des preuves solides indiquent que la structure du réseau trophique de ce vaste écosystème est également en train de changer (Ferguson et al., 2010b). Les changements complexes dans la répartition des espèces, les régimes alimentaires et le moment de la débâcle et de l'englacement auront des conséguences potentielles sur la bioamplification du mercure dans le réseau trophique de la baie d'Hudson. Un nouveau prédateur de niveau trophique supérieur, l'épaulard, est aperçu plus fréquemment dans la baie d'Hudson depuis le milieu des années 1990, possiblement en raison de la quantité moindre de glace en été (Ferguson et al., 2010a). On a observé des épaulards qui chassaient d'autres mammifères marins, dont des narvals, des bélugas et des baleines boréales (Ferguson et al., 2010a). Les phogues constituent l'aliment principal du régime alimentaire des ours blancs de la baie d'Hudson, comme l'indiquent les marqueurs d'acides gras, et on a laissé entendre que les ours pourraient dépendre davantage d'autres ressources à l'avenir, à cause de la prolongation de la saison estivale libre de glace (Peacock et al., 2010). Les ours blancs de la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson ont récemment modifié leur régime alimentaire en se nourrissant davantage d'espèces de phoques associées aux eaux libres que d'espèces associées à la glace, et cette modification alimentaire est corrélée avec une plus grande bioaccumulation de contaminants, en particulier des polluants organiques persistants (McKinney et al., 2009). Dans les années 1990, les Guillemots de

Brünnich qui nichent au nord de la baie d'Hudson ont changé le type de poisson dont ils nourrissent leurs petits, passant d'un régime composé principalement de saïdas (une espèce associée à la glace) à un régime composé principalement de capelans et de lançons, possiblement à cause du réchauffement des eaux (Mallory et al., 2010; Gaston et al., 2009). Ce changement alimentaire a modifié la position trophique du Guillemot de Brünnich de cette colonie et donc, sa bioaccumulation de mercure, bien qu'une augmentation considérable des concentrations de mercure total dans ses œufs depuis le début des années 1990 indique que d'autres facteurs non liés à la position trophique influent aussi sur son accumulation de mercure (NCP, 2012). D'autres recherches sont nécessaires sur ce problème émergent afin d'examiner les liens complexes entre les changements climatiques et la bioamplification du mercure dans le réseau trophique de la baie d'Hudson.

7.5.3 La baie de Fundy

La baie de Fundy est située sur la côte Atlantique et chevauche les côtes du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse. Cette zone de 13 800 km² du nordest du golfe du Maine comporte une hydrographie dynamique assortie d'amplitudes de marée extrêmes pouvant atteindre 18 m (Sunderland et al., 2012; Burt et Wells, 2010). Le cycle du mercure dans les grandes vasières intertidales ainsi que dans les marais salés côtiers et les eaux pélagiques du large est fortement influencé par les courants de marée (O'Driscoll et al., 2011; Sunderland et al., 2010; Hung et Chmura, 2006). Un nombre important de recherches sur le mercure ont été menées dans la baie de Fundy et cette section présente un apercu des principales conclusions afférentes. Un examen plus détaillé du devenir du mercure dans la baie de Fundy est présenté dans Dalziel et al. (2010) et Sunderland et al. (2012), dans le contexte de l'examen du golfe du Maine en entier.

Les émissions anthropiques de mercure ont culminé deux fois dans les provinces maritimes du Canada, une fois en 1945, puis aux environs de 1965 à 1970, par suite d'utilisations industrielles du mercure dans la production de chloralcali, de produits chimiques agricoles, de peinture et de produits pharmaceutiques (Sunderland et Chmura, 2000). Les principales sources d'émissions (actuellement faibles) de la région sont la combustion de combustibles fossiles et l'incinération des déchets (Sunderland et Chmura, 2000). Les données des modèles atmosphériques et des archives sur les sédiments indiquent que le mercure déposé dans la région de la baie de Fundy tire de plus en plus son origine de sources mondiales plutôt que des émissions locales du nord-est des États-Unis et du Canada (Sunderland et al., 2008). En outre, les simulations modélisées ont évalué que les concentrations de méthylmercure dans l'eau d'un enfoncement de la côte de la baie de Fundy étaient supérieures dans les années 1960 et ont réagi aux réductions de la charge de mercure, affichant une diminution de 40 % en l'an 2000 (Sunderland et al., 2010). Par contre, les sédiments réagiront sans doute plus lentement aux réductions de la charge de mercure à cause du stockage à long terme du mercure anthropique dans les sédiments de la baie de Fundy (Sunderland et al., 2010; Sunderland et al., 2004).

L'eau de mer provenant du débit entrant des marées et des eaux résiduelles représente l'apport dominant du mercure total (tableau 7.1) et plus particulièrement du méthylmercure qui entrent dans la baie de Fundy (Sunderland et al., 2012; Dalziel et al., 2010; Sunderland et al., 2010). Toutefois, cet apport est contrebalancé par un débit d'eau de mer sortant réciproque le long de la côte ouest de la baie (Dalziel et al., 2010). Bien que les concentrations de mercure dans l'eau de mer soient relativement faibles (tableau 7.3), le grand volume d'eau transporté par les courants maréaux et résiduels en apporte des quantités considérables vers la baie. L'apport net de mercure total aux vasières et aux bassins d'accumulation de la baie est d'environ 495 kg/an-1 et on croit qu'il provient des sources fluviales et de l'érosion côtière parce que les flux atmosphérique et océanique sont relativement équilibrés (Dalziel et al., 2010). Les débits sortants des marées constituent aussi les principales voies de transport vers l'extérieure de la baie de Fundy (Dalziel et al., 2010). Les cours d'eau sont la principale source d'apports en méthylmercure de la baie (Sunderland

et al., 2010). On observe aussi une production de méthylmercure in situ dans les sédiments des estuaires et des zones humides côtières (O'Driscoll et al., 2011; Heyes et al., 2006; Sunderland et al., 2006), deux milieux importants pour les communautés benthiques. On a déterminé que, dans ces sédiments, les niveaux de mercure inorganique, de soufre et de carbone organique ainsi que l'activité microbienne sont les facteurs qui contrôlent la production de méthylmercure (section 7.3.2; O'Driscoll et al., 2011; Heyes et al., 2006; Sunderland et al., 2006). On en sait très peu sur la méthylation du mercure dans la colonne d'eau des eaux côtières et hauturières de cette région (Sunderland et al., 2012), par contre, on sait qu'il existe un processus significatif ailleurs dans les eaux océaniques profondes (section 7.3.1).

Dans le réseau trophique de la baie de Fundy, les concentrations de mercure subissent une bioamplification au terme de laquelle elles sont trois fois supérieures, les muscles des prédateurs de niveau trophique supérieur contenant environ 600 à 1 000 ng/g⁻¹ de mercure total en poids humide (figure 7.6). Le phytoplancton de 25 à 66 µm échantillonné aux abords de la baie de Fundy entre 2000 et 2002 présentait une médiane et un intervalle de mercure total de 2,8 (1,9 à 4,3) ng/g-¹ en poids humide (n = 12, G. Harding, Pêches et Océans Canada, données non publiées). Les niveaux de mercure de moules bleues se nourrissant par filtration prélevées dans le cadre du programme de surveillance du Conseil du golfe du Maine, de cap Cod au Massachusetts aux environs d'Arqyle en Nouvelle-Écosse, s'établissaient entre 8 et 118 ng/g-1 de mercure total en poids humide, avec une valeur médiane de 36 ng/g⁻¹, pour 50 emplacements échantillonnés le long de la côte entre 2003 et 2008 (Jones et al., 2011). Les concentrations de mercure total des mollusques et crustacés locaux consommés par deux collectivités de la baie de Fundy sont similaires, soit de 10 à 30 ng/g⁻¹ en poids humide, si l'on exclut les niveaux plus élevés des homards et des escargots [de 100 à 180 ng/g-1] (Legrand et al., 2005). Les copépodes se nourrissant par filtrage. principalement du Calanus prélevé dans le plancton de surface capturé en 1981, contenaient 4 ± 2 ng/g⁻ ¹ de mercure total en poids humide, alors que le mercure total contenu dans leur prédateur, le hareng,

a augmenté de 5 ± 1 ng/g⁻¹ pour le corps entier chez les jeunes à 15 ± 5 ng/g⁻¹ chez les individus de huit ans (Braune, 1987b). Zitko et al. (1971) ont mesuré le méthylmercure dans divers filets de poisson de la baie de Fundy et de ses abords et obtenu des concentrations en poids humides s'échelonnant de +/-40 ng/g⁻¹ pour les espèces comme la plie grise et la plie rouge à 320 n/g⁻¹ pour les loups de mer. Un certain nombre d'études sur la bioaccumulation du mercure chez les oiseaux de mer ont été menées à la baie de Fundy (Bond et Diamond, 2009a, b; Goodale et al., 2008: Elliott et al., 1992: Braune. 1987a), notamment une surveillance à long terme des œufs de plusieurs colonies (voir le chapitre 11). Les niveaux de mercure varient selon les espèces d'oiseaux en corrélation avec leur position trophique et leur régime alimentaire, les piscivores et les oiseaux se nourrissant d'organismes benthiques présentant des concentrations plus élevées que ceux

qui se nourrissent de plancton pélagique (Goodale *et* al., 2008: Braune, 1987a), Des phoques communs d'eau douce capturés près de Grand Manan et de l'île Deer, au Nouveau-Brunswick, en 1971, présentaient des concentrations médianes de mercure total en poids humide dans les muscles et le foie de 0,59 (de $0.16 \text{ à } 1.54) \,\mu\text{g/g}^{-1} \text{ et } 3.08 \text{ (de } 0.52 \text{ à } 50.9) \,\mu\text{g/g}^{-1}$ respectivement (Gaskin et al., 1973). On a mesuré le mercure total dans les tissus musculaires de 146 marsouins empêtrés dans des filets de pêche dans la baie de Fundy et les eaux avoisinantes entre 1969 et 1977, et les concentrations movennes annuelles s'échelonnaient entre 0,51 et 1,69 µg/g⁻¹ en poids humide (Gaskin et al., 1979). Stein et al. (1992) ont observé des niveaux de mercure total similaires chez des marsouins du golfe du Maine prélevés en 1991. Il convient de noter que bon nombre des concentrations biotiques de mercure de la baie de Fundy ont été mesurées il y a plusieurs

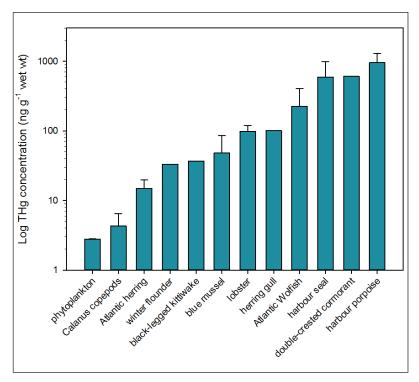


FIGURE 7.6 Concentrations de mercure total moyennes (± écart-type) dans les biotes de la baie de Fundy. Les données viennent de G. Harding (données non publiées, Pêches et Océans Canada) pour le phytoplancton, de Braune (1987b) pour les copépodes et le hareng de l'Atlantique, de LeBlanc et al. (2011) pour la moule bleue, de Sunderland et al. (2012) pour le homard, de Zitko et al. (1971) pour la plie rouge et le loup Atlantique (converties en mercure total en présumant 90 % de méthylmercure), de Braune et al. (1987a) pour la Mouette tridactyle, le Goéland argenté et le Cormoran à aigrettes, de Gaskin et al. (1973) pour le phoque commun d'eau douce et de Gaskin et al. (1979) pour le marsouin commun. À noter que bon nombre des concentrations biotiques de mercure de la baie de Fundy ont été mesurées il y a plusieurs dizaines d'années, dans les années 1970 et 1980. Ces concentrations pourraient ne pas être représentatives des concentrations actuelles de ces espèces, même s'il est probable que la multiplication par trois des concentrations de mercure découlant de la bioamplification se soit perpétuée dans la baie de Fundy.

dizaines d'années, dans les années 1970 et 1980. Par conséquent, ces concentrations pourraient ne pas être représentatives des concentrations actuelles de ces espèces, même s'il est fortement probable que la multiplication par trois des concentrations de mercure découlant de la bioamplification se soit perpétuée dans la baie de Fundy.

7.5.4 L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent

Le fleuve Saint-Laurent est le plus grand fleuve du Canada et draine une zone de bassins versants immense de plus d'un million de km², qui englobe le bassin des Grands Lacs. Les conditions estuariennes commencent en aval de la ville de Québec (au Québec), alors que le fleuve s'élargit et se déverse dans le golfe du Saint-Laurent. Les débits en amont constituent la plus importante source de mercure vers l'estuaire du fleuve Saint-Laurent (Quémerais et al., 1999) et les sédiments de l'estuaire maritime et du golfe ont été contaminés par les charges de mercure provenant des activités anthropiques en amont durant le XXe siècle (Garron et al., 2005; Smith et Schafer, 1999; Gobeil et Cossa, 1993). L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent sont des aires d'alimentation productives sur le plan biologique qui soutiennent un grand nombre de poissons, de mammifères marins et d'oiseaux de mer (Dufour et Ouellet, 2007; Sourisseau et al., 2006).

On estime que les sources urbaines et industrielles de mercure entre Cornwall (en Ontario) et la ville de Québec ont contribué un peu à la charge totale de mercure qui entrait dans l'estuaire du Saint-Laurent dans le milieu des années 1990 (Quémerais et al., 1999). Cependant, les usines de chloralcali qui ont ouvert quelques dizaines d'années plus tôt constituaient des sources majeures de mercure et on a observé des indications de charges dues aux effluents dans les sédiments sous-jacents du lac Saint-Louis dans le fleuve Saint-Laurent (Rukavina et al., 1990) et dans l'estuaire maritime en aval de la rivière Saguenay (Smith et Schafer, 1999; Gobeil et Cossa, 1993). On a aussi constaté des concentrations de mercure total élevées, atteignant parfois 1,1 µg/g⁻¹, dans les sédiments sous-jacents de l'estuaire moyen, cependant, la source de ce mercure demeure incertaine (Coakley et al., 1993). Une usine de chloralcali à Arvida, dans la région québécoise du Saguenay, a rejeté au moins 136 tonnes de mercure dans la rivière Saguenay entre 1947 et 1976, et la majorité de ce mercure a été retenu dans les sédiments en aval, dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Smith et Schafer, 1999; Gagnon et al., 1997; Smith et Loring, 1981). Smith et Schafer (1999) ont rapporté une quantité de mercure totale maximale de 0,6 µg/g-1 dans les sédiments sousjacents près de l'embouchure de la rivière Saguenay. qui diminue à 0,04 µg/g⁻¹ en aval, dans le golfe du Saint-Laurent. On a constaté des concentrations de mercure total supérieures dans les muscles des poissons et crustacés qui se nourrissent d'organismes benthiques (plie canadienne, raie épineuse, crabe des neiges et crevette nordigue) dans l'estuaire moyen comparativement à ceux du golfe du Saint-Laurent, ce qui correspond aux tendances des niveaux de mercure dans les sédiments en aval (Cossa et Gobeil. 2000; Gobeil et al., 1997). Par contre, on n'a relevé aucune différence dans les concentrations de mercure total des muscles de certaines espèces de poissons pélagiques des deux régions, ce qui laisse supposer que ces organismes subissent une exposition inférieure (Cossa et Gobeil, 2000).

Il existe peu de mesures publiées disponibles concernant les concentrations de mercure dans l'eau de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (tableau 7.3). Cossa et Gobeil (2000) ont constaté que les concentrations de mercure total varient peu selon la profondeur ou la distance en aval. Les concentrations de méthylmercure dans l'eau étaient sous la limite de détection analytique (40 pg/L-1) dans les enquêtes réalisées par Cossa et Gobeil (2000), par contre, Lavoie et al. (2010b) ont rapporté des concentrations de méthylmercure plus élevées pour un nombre limité d'échantillons (en moyenne = 116 pg/ L^{-1} , n = 3). Aucune donnée n'est disponible sur la production de méthylmercure dans les sédiments ou la colonne d'eau de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Néanmoins, on a trouvé du méthylmercure dans les eaux interstitielles des sédiments, ce qui semble indiquer l'occurrence probable d'une méthylation microbienne in situ (Cossa et Gobeil, 2000; Gagnon et al., 1997).

L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent constituent des milieux marins importants sur le plan écologique (Dufour et Ouellet, 2007), et on a recueilli des renseignements sur les niveaux de mercure dans une variété de biotes dans cette région (tableau 7.4). Dans une enquête détaillée sur la moule bleue, Cossa et Rondeau (1985) ont noté que les concentrations de mercure total dans les moules sont plus élevées dans l'estuaire moyen, où l'influence de l'eau douce est

importante, et plus faibles dans le golfe. De même, les concentrations de mercure total des espèces de héron sont plus élevées dans les sites d'eau douce et les sites saumâtres le long du Saint-Laurent qu'en aval, dans l'estuaire et le golfe (Champoux *et al.*, 2006; Champoux *et al.*, 2002). Un relevé des oiseaux de mer du Canada atlantique a observé que les Pétrels, les Macareux, les Mouettes et les Goélands de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent présentent des niveaux

TABLEAU 7.4 Concentrations de mercure total (ng/g⁻¹ en poids sec, à moins d'indications contraires) chez les invertébrés, les poissons, les oiseaux de mer et les bélugas dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent

Animal	Tissu (unités)	Moyenne	Échelle ou écart-type	N ^{bre}
Invertébrés				
Moules bleues	tissu mou¹		69-378	>400
	tissu mou²		160-629	>100
	tissu mou³	104	± 27	21
Gammarides	corps entier ³	39	± 9	10
Gastéropodes	tissu mou³	76	51-127	30
Oursin vert	tissu mou³	42	± 13	10
Krill nordique	corps entier ³	60	± 11	6
Crevette nordique	muscle (ng/g ⁻¹ en poids humide) ⁴		70-179	20
Crevette	tissu mou³	138	108-167	20
Crabe des neiges	muscle (ng/g ⁻¹ en poids humide) ⁴		64-86	30
	tissu mou³	231	± 42	12
Zooplancton (<i>Calanus</i>)	corps entier ³	39	13-65	15
Poissons				
Plie canadienne	muscle (ng/g ⁻¹ en poids humide) ⁴		46-74	95
	corps entier ³	146	± 120	10
Lançon d'Amérique	corps entier ³	71	± 58	13
Morue	muscle (ng/g ⁻¹ en poids humide) ⁴		54-66	95
Hareng de l'Atlantique	corps entier ³	104	± 36	11
Capelan	muscle (ng/g ⁻¹ en poids humide) ⁴		10-16	7
	corps entier ³	28	± 7	12
Flétan noir	muscle (ng/g ⁻¹ en poids humide) ⁴		28-34	56
Raie épineuse	muscle (ng/g ⁻¹ en poids humide) ⁴		40-116	63
Plie grise	corps entier ³	179	± 70	10

Sources: 1 - Cossa et Rondeau (1985), 2 - Bourget et Cossa (1976), 3 - Lavoie et al. (2010b), 4 - Cossa et Gobeil (2000), 5 - Elliott et al. (1992), 6 - Champoux et al. (2002), 7 - Lavoie et al. (2010a), 8 - Champoux et al. (2006), 9 - Béland et al. (1993)

TABLEAU 7.4 Suite

Animal	Tissu (unités)	Moyenne	Échelle ou écart-type	N ^{bre}
Oiseaux de mer				
Macareux moine	foie (µg/g ⁻¹ en poids sec) ⁵	1,4	0,87-2,1	6
Bihoreau gris	œufs ⁶		840-1050	
Guillemot à miroir	œufs ⁷	867	± 42	20
Mouette tridactyle	œufs ⁷	356	± 86	20
Eider à duvet	œufs ⁷	506	± 40	18
Cormoran à aigrettes	foie (µg/g ⁻¹ en poids sec) ⁵	1,18	0,70-2,10	6
Goéland marin	œufs ⁷	736	± 360	20
Grand héron	œufs ⁶		950-1710	
	œuf (ng/g ⁻¹ en poids humide) ⁸	⁻¹ en poids humide) ⁸ 130-230		
Goéland argenté	œufs ⁷	433	± 144	18
Océanite cul-blanc	foie (µg/g ⁻¹ en poids sec) ⁵	2,5	1,5-3,9	12
Petit Pingouin	œufs ⁷	758	± 108	20
Mammifères marins				
Béluga	foie (µg/g ⁻¹ de poids sec) ⁹		1,42-756	35

Sources: 1 - Cossa et Rondeau (1985), 2 - Bourget et Cossa (1976), 3 - Lavoie et al. (2010b), 4 - Cossa et Gobeil (2000), 5 - Elliott et al. (1992), 6 - Champoux et al. (2002), 7 - Lavoie et al. (2010a), 8 - Champoux et al. (2006), 9 - Béland et al. (1993)

de mercure total inférieurs dans le foie et les reins comparativement aux oiseaux de la baie de Fundy et de Terre-Neuve (Elliott *et al.*, 1992).

Les bélugas et les phoques communs d'eau douce résident dans l'estuaire du Saint-Laurent toute l'année; cependant, la forte production biologique à la base du réseau trophique, en particulier les fortes densités de krill, attire un grand nombre d'autres espèces de cétacés durant l'été (Dufour et Ouellet, 2007; Sourisseau et al., 2006; Kingsley et Reeves, 1998). Depuis longtemps on se préoccupe des niveaux de contaminants et de leurs effets sur la santé des bélugas du Saint-Laurent en raison des fortes concentrations de mercure total relevées chez les bélugas échoués (Béland et al., 1993). De récents travaux non publiés de Lebeuf et al. (2010) indiquent une moyenne de 162 μg/g⁻¹de mercure total en poids sec dans les foies de 81 bélugas du Saint-Laurent, dont 25 % qui dépassent 200 µg/g⁻¹ ¹ de mercure total. Ces niveaux sont supérieurs à

ceux des bélugas arctiques de la baie d'Hudson (moyennes de moins de 100 ng/g⁻¹ en poids sec), mais comparables aux concentrations moyennes dans le foie des bélugas de la mer de Beaufort [intervalle = de 124 à 165 ng/g $^{-1}$ en poids sec pour les moyennes annuelles de 1993 à 2003] (Stern, 2007; Wagemann et al., 1996). Pour cette comparaison, les concentrations en poids humide des bélugas arctiques ont été converties en poids sec au moyen d'un facteur de 0,267 (Wagemann et al., 1998). Chez le béluga, les concentrations de mercure total dans le foie se composent essentiellement de mercure inorganique (90 %) et augmentent avec l'âge en raison du rôle que joue le foie en détoxifiant le méthylmercure (Lemes et al., 2011; Loseto et al., 2008b). Les niveaux élevés de mercure total chez les bélugas du fleuve Saint-Laurent reflètent leur position trophique élevée et leur régime alimentaire carnivore (Lesage et al., 2010), mais on ne sait pas exactement dans quelle mesure les sources de mercure anthropique ont aussi influencé ces niveaux.

7.5.5 La côte du Pacifique

Le vaste littoral de la Colombie-Britannique mesure plus de 25 000 km le long de la limite de l'océan Pacifique et comporte beaucoup d'îles, de détroits, de passages et de fjords (Sebert et Munro, 1972). Cette région côtière a fait l'objet d'un nombre relativement peu élevé d'études sur le mercure dans l'environnement comparativement aux zones marines du Canada atlantique et de l'Arctique canadien. Une grande partie de l'information disponible sur la côte du Pacifique se concentre sur les zones plus populeuses au sud de la Colombie-Britannique, dans le détroit de Georgie, le détroit de Johnstone et la côte ouest de l'Île de Vancouver.

Il n'existe pas de mesure des quantités de mercure dans l'eau de mer, ce qui constitue une importante lacune dans les données sur la côte Pacifique du Canada, cependant les concentrations en haute mer sont disponibles pour le Pacifique Nord (Sunderland et al., 2009). Les carottes de sédiments ont révélé plusieurs flux de mercure provenant d'activités anthropiques dans le détroit de Georgie survenus au XX^e siècle, probablement engendrés par les mines aurifères locales, les activités industrielles de la Deuxième Guerre mondiale et les rejets des usines de pâte ou de chloralcali (Johannessen et al., 2005). La plupart des concentrations des sédiments de surface mesurées durant l'enquête étaient inférieures à 200 ng/g⁻¹ de mercure total en poids sec (Johannessen et al., 2005). Par contre, la baie Howe, un fjord près de la ville de Vancouver, a reçu d'importantes charges de mercure en provenance d'une usine de chloralcali, qui ont donné lieu à des concentrations de mercure total dans les sédiments aussi élevées que 20 000 ng/g-1 en poids sec dans les zones adjacentes à l'installation (Thompson *et al.*, 1980).

L'impact environnemental potentiel de l'aquaculture sur la côte ouest suscite un intérêt considérable et certains signes indiquent que les déchets provenant des fermes piscicoles pourraient faire augmenter les niveaux de mercure dans le poisson sauvage. Les collectivités des Premières nations côtières pêchent traditionnellement le sébaste démersal, et de Bruyn et al. (2006) ont observé des concentrations de mercure total significativement plus élevées chez

les sébastes sauvages capturés près des élevages de saumons que chez ceux des sites de contrôle. On croit que cet effet anthropique serait le résultat de la combinaison d'une hausse de position trophique du sébaste, d'une augmentation des charges de mercure (dans les déchets piscicoles) et d'une plus grande méthylation microbienne causée par l'anoxie induite par l'aquaculture (Debruyn *et al.*, 2006). On n'observe pas cet effet chez le saumon d'élevage, qui présente des niveaux de mercure total bien inférieurs à la ligne directrice sur la consommation de 0,5 µg/g⁻¹ en poids humide préconisée par Santé Canada et comparables à ce qu'on retrouve chez le saumon sauvage de la Colombie-Britannique (Kelly *et al.*, 2011; Kelly *et al.*, 2008; Ikonomou *et al.*, 2007).

Dans l'ensemble, il existe un nombre relativement faible de données publiées à propos du mercure dans les réseaux trophiques marins de la côte pacifique du Canada, bien que les oiseaux de mer fassent l'obiet d'une surveillance continue depuis plusieurs dizaines d'années (Elliott et Scheuhammer, 1997). Les Macreuses à front blanc qui hivernent dans les ports industrialisés du détroit de Georgie présentent des signes indiquant qu'elles sont touchées par des sources de mercure locales, comme semblent l'indiquer les concentrations de mercure total plus élevées dans leur foie comparativement à ce qu'on observe dans les sites de contrôle (Elliott et al., 2007). Les oiseaux de mer présents au large de la côte nord de la Colombie-Britannique, comme les Algues, les Albatros, les Fulmars boréaux et les espèces de Puffins, présentent des concentrations de mercure variables dans les tissus qui sont liées aux différences de position trophique entre les espèces (Elliott, 2005). ainsi qu'à des facteurs écologiques, comportementaux et physiologiques, dont le stade de reproduction (Hipfner et al., 2011). On a observé que les œufs des Pygarques à tête blanche qui se nourrissent dans des milieux marins et estuariens présentent des concentrations de mercure total plus élevées dans la vallée du bas Fraser et le détroit de Johnstone qu'à Nanaimo et à Crofton, sur l'île de Vancouver (Elliott et al., 1996). Des données publiées sur les niveaux de mercure sont aussi disponibles pour quelques autres biotes marins, notamment le chien de mer (Forrester et al., 1972), le crabe (Parsons et al., 1973), le pétoncle (Nørum et al., 2005) et des proies

d'oiseaux de mer (Hipfner *et al.*, 2011). On a mesuré les concentrations de mercure total de baleines grises échouées le long de la côte américaine du détroit de Georgie et du détroit de Juan de Fuca près de la frontière britanno-colombienne et constaté qu'elles présentaient de faibles niveaux de mercure total dans le foie et les reins comparativement à d'autres cétacés (Varanasi *et al.*, 1994).

7.6 RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS

À l'échelle régionale, le mercure provenant d'émissions anthropiques et de sources naturelles entre dans les milieux marins par l'intermédiaire de transport atmosphérique à grande distance, de courants océaniques, de l'érosion côtière et des cours d'eau. Les modèles de bilans massiques montrent que les voies d'entrée principales du mercure diffèrent selon les régions marines au Canada. L'importance variable des voies de transport du mercure reflète, en partie, les caractéristiques physiques et hydrologiques de ces systèmes. La pollution ponctuelle au mercure n'a pas été identifiée comme un apport important pour l'ensemble des régions marines, bien que les charges de mercure anthropique aient eu des impacts localisés significatifs sur certaines zones marines durant le XX^e siècle, notamment sur certains sites de la côte sud de la Colombie-Britannique, de l'estuaire du Saint-Laurent et de la baie de Fundy. Outre les sources industrielles, les eaux usées municipales et les effluents d'égouts urbains contribuent aux charges de mercure vers les écosystèmes aquatiques adjacents aux centres à forte densité de population. Ainsi, la pollution ponctuelle au mercure est un flux significatif dans certaines régions, et l'échelle constitue un facteur d'importance à examiner quant à l'influence des diverses voies de transport du mercure vers les milieux marins.

Pour comprendre le lien entre les sources anthropiques de mercure inorganique et la bioaccumulation du méthylmercure dans les réseaux trophiques marins, il faut comprendre la spéciation du mercure en milieu marin et les processus qui contrôlent la production du méthylmercure. Il existe quatre espèces principales de mercure dans les eaux marines : le mercure divalent (Hg²+), le mercure élémentaire (Hg⁰), le méthylmercure (MeHg) et le diméthylmercure (DMHg). Ces espèces de mercure subissent des transformations chimiques telles la réduction, l'oxydation, la méthylation et la déméthylation. Les processus qui régissent la production de méthylmercure et le cycle du mercure en général sont différents en haute mer et dans les zones côtières.

Dans les hautes mers, les concentrations de mercure total sont généralement faibles dans la colonne d'eau et varient selon les océans ainsi que verticalement et horizontalement au sein des océans. Les concentrations de mercure total dans l'eau varient davantage dans les estuaires et les zones côtières en raison de l'influence des apports fluviaux et des sources ponctuelles locales urbaines et industrielles. Dans la partie supérieure de la colonne d'eau, exposée à la lumière, le Hg⁰ volatil est produit par la réduction photochimique et par la réduction biologique du Hg²⁺, de même que par la photodégradation du méthylmercure. Les processus d'échange air-mer du Hg^o sont essentiels parce qu'ils influent sur la quantité de mercure disponible pour la méthylation dans l'océan. La libération de Hg^o vers l'atmosphère est contrôlée par les facteurs physiques qui régissent la vitesse du transfert océan-atmosphère (notamment la température de l'eau et la vitesse du vent), par les concentrations de Hg^o dans l'eau marine et l'air et, dans le cas de l'Arctique, par la couverture de glace.

Les renseignements disponibles sur les concentrations de méthylmercure dans les eaux marines du Canada sont limités, mais il est probable que la colonne d'eau soit le théâtre d'une importante production de méthylmercure. Dans les hautes mers du monde, les profils de méthylmercure de la colonne d'eau suivent généralement une tendance similaire : les concentrations sont relativement faibles dans les eaux de surface à cause de la perte par photodéméthylation, elles augmentent dans les eaux intermédiaires, en particulier dans les zones à faible teneur en oxygène, et elles sont faibles et plutôt uniformes dans les eaux profondes. Ces répartitions verticales uniformes ont été attribuées à la production de méthylmercure de la colonne

d'eau, qui constitue probablement la plus grande source de méthylmercure des réseaux trophiques océaniques. Le méthylmercure peut être produit directement, par la méthylation de Hg2+, ou provenir de la décomposition de diméthylmercure. Les profils de diméthylmercure de la colonne d'eau affichent des tendances similaires celles des profils de méthylmercure, soit des concentrations généralement faibles à la surface et plus élevées à mi-profondeur, là où le diméthylmercure est sans doute produit. La compréhension de l'interconversion entre le diméthylmercure et le méthylmercure demeure toutefois rudimentaire. L'importance du diméthylmercure comme précurseur du méthylmercure et, par extension, comme source de mercure disponible pour la bioaccumulation, n'a pas été quantifiée adéquatement et ce renseignement pourrait s'avérer essentiel pour comprendre pourquoi les organismes marins peuvent présenter de hautes concentrations tissulaires de méthylmercure en dépit de faibles concentrations de méthylmercure dans l'eau.

Dans les régions côtières, les sédiments constituent les sites de production du méthylmercure. L'activité microbienne et la formation de sulfure pourraient s'avérer au moins aussi importantes que la quantité de Hg²⁺ pour contrôler la production de méthylmercure dans les sédiments. Par ailleurs, le mélange peut provoquer un recyclage substantiel du mercure des sédiments de surface et se traduire par des flux de méthylmercure plus élevés vers les eaux sus-jacentes. Les concentrations de mercure total dans les sédiments marins côtiers peuvent varier grandement et sont liées au carbone organique et aux sédiments à grain fin. Les données disponibles sur les concentrations de méthylmercure et sur la méthylation du Hg2+ dans les sédiments marins du Canada sont limitées géographiquement à la baie de Fundy. On trouve du méthylmercure dans l'eau de mer à des niveaux ultras faibles, mais les concentrations sont d'un ordre de grandeur plusieurs fois supérieur chez les animaux prédateurs parce que le méthylmercure subit une bioamplification dans les réseaux trophiques. Étant donné que le méthylmercure est transféré par l'alimentation, la structure des réseaux trophiques est essentielle pour déterminer la bioaccumulation et, parmi les importantes

conséguences des longues chaînes alimentaires en milieu marin, on retrouve la bioamplification du méthylmercure qui donne lieu à des concentrations élevées dans les poissons, mammifères et oiseaux de mer prédateurs. Les preuves fondées sur des isotopes stables d'azote démontrent que le mercure est amplifié biologiquement à un taux similaire dans les réseaux trophiques marins distincts du Canada. L'utilisation de l'habitat et les comportements alimentaires constituent d'importants facteurs, en plus de la position trophique, qui peuvent influer sur l'exposition au méthylmercure des animaux marins. La résidence dans les estuaires peut influer sur la bioaccumulation du méthylmercure dans le poisson, ceux qui se nourrissent dans les eaux plus salines des estuaires présentant des concentrations plus faibles que ceux qui se nourrissent en amont, dans les zones d'eau douce. L'exposition au méthylmercure varie aussi entre les réseaux trophiques de la colonne d'eau océanique et ceux des fonds océaniques. En haute mer, la profondeur de l'alimentation influence l'exposition au méthylmercure : les poissons qui se nourrissent dans les eaux plus profondes ont tendance à présenter des concentrations plus élevées que ceux qui se nourrissent près de la surface. Les concentrations de mercure méthylé dans l'eau tendent à augmenter avec la profondeur par rapport à la thermocline en haute mer, et les eaux profondes pourraient s'avérer d'importants sites d'absorption de méthylmercure dans les réseaux trophiques marins.

Beaucoup d'animaux marins sont migrateurs et se déplacent sur de longues distances, de façon saisonnière, entre leur aire de reproduction et leurs zones d'hivernage ou d'alimentation. Ce comportement pose un défi de taille pour l'identification des sources du mercure qui s'accumule biologiquement dans la faune migratoire, en raison d'expositions au mercure différentes selon les habitats d'hiver, de migration et de reproduction, des variations saisonnières dans les processus biologiques susceptibles d'influencer la bioaccumulation du mercure et du décalage temporel dans l'équilibration des niveaux de mercure dans les tissus par rapport à l'absorption locale. Les comportements alimentaires individuels au sein d'une population d'animaux marins peuvent également jouer un rôle important dans l'exposition au méthylmercure. Par exemple,

on a constaté que les bélugas de la mer de Beaufort se séparent selon le sexe durant leurs déplacements estivaux et que cette utilisation d'habitats distincts a des conséquences sur leur écologie d'alimentation et leur exposition au mercure.

Certaines régions marines du Canada ont reçu plus d'attention scientifique que d'autres, les efforts les plus importants ayant été déployés dans les régions de l'archipel arctique et de la mer de Beaufort, de la baie d'Hudson, de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, de la baie de Fundy et du détroit de Georgie. Ces études mettent en lumière la diversité des milieux marins du Canada et l'importance des facteurs propres au site qui influent sur le cycle et le devenir du mercure. Très peu d'information publiée est disponible à l'heure actuelle concernant d'autres grandes régions marines, notamment les côtes est de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador, ainsi que la côte nord de la Colombie-Britannique.

D'autres recherches et des activités de surveillance sont nécessaires pour répondre aux principales questions scientifiques sur le déplacement et le devenir du mercure dans les milieux marins, plus particulièrement en ce qui concerne les répercussions des activités humaines (dont les reiets ponctuels et les émissions atmosphériques de mercure) sur la bioaccumulation du méthylmercure dans le poisson et la faune des milieux marins. Les efforts scientifiques devraient se concentrer sur l'identification des processus complexes de la production du méthylmercure et sur les sites dominants d'apports en méthylmercure vers les réseaux trophiques, qui ont été moins bien caractérisés comparativement aux milieux terrestres et d'eau douce. Afin d'améliorer notre compréhension et notre capacité à atténuer les risques que pose aux humains et aux biotes l'exposition au mercure, nous recommandons la réalisation des recherches suivantes :

 Des enquêtes sur la formation du méthylmercure dans la colonne d'eau marine et sur le rôle de la production et de la décomposition du diméthylmercure sont nécessaires pour mieux comprendre les facteurs qui augmentent ou diminuent la disponibilité du méthylmercure pour l'absorption dans les réseaux trophiques.

- Des mesures détaillées des concentrations et des processus de spéciation du mercure dans l'eau de mer et les sédiments amélioreront notre compréhension du cycle biogéochimique complexe du mercure. Ces données font largement défaut pour de vastes régions du Canada et elles sont requises dans une résolution spatiale et temporelle suffisante pour permettre l'identification des sites de méthylation du mercure.
- Des enquêtes sur l'entrée du méthylmercure dans les réseaux trophiques marins, ainsi que des mesures des niveaux de méthylmercure dans les algues et les invertébrés des environnements planctoniques et benthiques. Ces renseignements sont nécessaires pour mieux comprendre les facteurs qui contrôlent les modes et les lieux d'entrée du méthylmercure dans les réseaux trophiques.
- Les changements environnementaux (comme la perte de glace de mer dans l'Arctique) et les perturbations humaines (comme l'eutrophisation et l'aménagement du littoral) auront vraisemblablement des répercussions significatives sur le devenir du mercure dans les écosystèmes marins. Il faut étudier ces perturbations en raison de leur influence potentielle sur la façon dont le mercure anthropique est rejeté et entraîne, au bout du compte, la bioaccumulation de méthylmercure dans le poisson et la faune des milieux marins.

Enfin, les progrès de la science sur le mercure en ce qui concerne les milieux marins du Canada nécessiteront des programmes collaboratifs multidisciplinaires pour analyser les processus à l'échelle des écosystèmes. Ces travaux pourront s'appuyer sur les importantes enquêtes collaboratives qui ont été menées dans la baie de Fundy et dans des régions de l'Arctique, et qui ont fait l'objet d'une participation internationale. Ces autres recherches et activités de surveillance bénéficieraient grandement d'efforts coordonnés entre les scientifiques, les gouvernements et les organisations du milieu universitaire afin de gérer les risques que pose le mercure pour l'environnement et la santé humaine.

7.7 RÉFÉRENCES

Akearok, J.A., Hebert, C.E., Braune, B.M., Mallory, M.L., 2010. Inter- and intraclutch variation in egg mercury levels in marine bird species from the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 408, 836–840.

AMAP, 2011. AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway, p. xiv + 193.

Amyot, M., Gill, G.A., Morel, F.M.M., 1997. Production and loss of dissolved gaseous mercury in coastal seawater. Environmental Science and Technology 31, 3606–3611.

Andersson, M.E., Sommar, J., Gårdfeldt, K., Lindqvist, O., 2008. Enhanced concentrations of dissolved gaseous mercury in the surface waters of the Arctic Ocean. Marine Chemistry 110, 190–194.

Andersson, M.E., Sommar, J., Gårdfeldt, K., Jutterström, S., 2011. Air-sea exchange of volatile mercury in the North Atlantic Ocean. Marine Chemistry 125, 1–7.

Asmund, G., Nielsen, S.P., 2000. Mercury in dated Greenland marine sediments. Science of the Total Environment 245, 61–72.

Aspmo, K., Temme, C., Berg, T., Ferrari, C., Gauchard, P.A., Fain, X., Wibetoe, G., 2006. Mercury in the atmosphere, snow and melt water ponds in the North Atlantic Ocean during Arctic summer. Environmental Science and Technology 40, 4083–4089.

Atwell, L., Hobson, K.A., Welch, H.E., 1998. Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: insights from stable nitrogen isotope analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55, 1114–1121.

Baeyens, W., Leermakers, M., Papina, T., Saprykin, A., Brion, N., Noyen, J., De Gieter, M., Elskens, M., Goeyens, L., 2003. Bioconcentration and Biomagnification of Mercury and Methylmercury

in North Sea and Scheldt Estuary Fish. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 45, 498–508.

Baeyens, W., Leermakers, M., 1998. Elemental mercury concentrations and formation rates in the Scheldt estuary and the North Sea. Marine Chemistry 60, 257–266.

Barkay, T., Poulain, A.J., 2007. Mercury (micro) biogeochemistry in polar environments. FEMS Microbiology Ecology 59, 232–241.

Beauchamp, S., Tordon, R., Phinney, L., Abraham, K., Pinette, A., MacIntosh, A., Rencz, A., Wong, H., Dalziel, J., 2002. Air-surface exchange of mercury in natural and anthropogenically impacted landscapes in atlantic Canada. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis 2, 157–165.

Beland, P., DeGuise, S., Girard, C., Lagace, A., Martineau, D., Michaud, R., Muir, D.C.G., Norstrom, R.J., Pelletier, E., Ray, S., Shugart, L.R., 1993. Toxic compounds and health and reproductive effects in St. Lawrence beluga whales. Journal of Great Lakes Research 19, 766–775.

Blais, J.M., Kimpe, L.E., McMahon, D., Keatley, B.E., Mallory, M.L., Douglas, M.S.V., Smol, J.P., 2005. Arctic seabirds transport marine-derived contaminants. Science 309, 445.

Block, B.A., Teo, S.L.H., Walli, A., Boustany, A., Stokesbury, M.J.W., Farwell, C.J., Weng, K.C., Dewar, H., Williams, T.D., 2005. Electronic tagging and population structure of Atlantic bluefin tuna. Nature 434, 1121-1127.

Bloom, N.S., Moretto, L.M., Ugo, P., 2004. A comparison of the speciation and fate of mercury in two contaminated coastal marine ecosystems: The Venice Lagoon (Italy) and Lavaca Bay (Texas). Limnology and Oceanography 49, 367–375.

Bond, A.L., Diamond, A.W., 2009a. Mercury concentrations in seabird tissues from Machias Seal Island, New Brunswick, Canada. Science of the Total Environment 407, 4340–4347.

Bond, A.L., Diamond, A.W., 2009b. Total and methyl mercury concentrations in seabird feathers and eggs. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 56, 286–291.

Borga, K., Campbell, L., Gabrielsen, G.W., Norstrom, R.J., Muir, D.C.G., Fisk, A.T., 2006. Regional and species specific bioaccumulation of major and trace elements in arctic seabirds. Environmental Toxicology and Chemistry 25, 2927-2936.

Borgå, K., Kidd, K.A., Muir, D.C., Berglund, O., Conder, J.M., Gobas, F.A., Kucklick, J., Malm, O., Powell, D.E., 2012. Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. Integrated environmental assessment and management 8, 64–84.

Bourget, E., Cossa, D., 1976. Mercury content of mussels from the St. Lawrence Estuary and Northwestern Gulf of St. Lawrence, Canada. Marine Pollution Bulletin 7, 237–239.

Bowman, K.L., Hammerschmidt, C.R., Lamborg, C.H., 2012. U.S. GEOTRACES: distribution of mercury species across a zonal section of the North Atlantic, Presentation at the Ocean Sciences Meeting, Salt Lake City, UT.

Braune, B.M., 1987a. Comparison of total mercury levels in relation to diet and molt for nine species of marine birds. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 16, 217–224.

Braune, B.M., 1987b. Mercury accumulation in relation to size and age of Atlantic herring (Clupea harengus harengus) from the southwestern Bay of Fundy, Canada. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 16, 311–320.

Braune, B.M., Norstrom, R.J., 1989. Dynamics of organochlorine compounds in herring gulls: III. Tissue distribution and bioaccumulation in Lake Ontario gulls. Environmental Toxicology and Chemistry 8, 957–968.

Braune, B.M., Donaldson, G.M., Hobson, K.A., 2002. Contaminant residues in seabird eggs from the Canadian Arctic. II. Spatial trends and evidence from stable isotopes for intercolony differences. Environmental Pollution 117, 133–145.

Braune, B.M., Mallory, M.L., Gilchrist, H.G., 2006. Elevated mercury levels in a declining population of ivory gulls in the Canadian Arctic. Marine Pollution Bulletin 52, 978–982.

Braune, B.M., Noble, D.G., 2009. Environmental contaminants in Canadian shorebirds. Environmental Monitoring and Assessment 148, 185–204.

Braune, B.M., Mallory, M.L., Butt, C.M., Mabury, S.A., Muir, D.C.G., 2010. Persistent halogenated organic contaminants and mercury in northern fulmars (Fulmarus glacialis) from the Canadian Arctic. Environmental Pollution 158, 3513–3519.

Burt, M.D.B., Wells, P.G., 2010. Threats to the Health of the Bay of Fundy: Potential Problems Posed by Pollutants. Proceedings of a Workshop organized under the auspices of BoFEP's Working Group on Stress and Cumulative Effects, Fairmount Algonquin Hotel, St. Andrews, New Brunswick, 30 April 2010., in: Partnership, B.o.F.E. (Ed.), Bay of Fundy Ecosystem Partnership, Technical Report No. 5., Wolfville, Nova Scotia, p. 72.

Cabana, G., Rasmussen, J.B., 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. Nature 372, 255–257.

Cabana, G., Rasmussen, J.B., 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 93, 10844–10847.

CAFF, 2002. Arctic Flora and Fauna. Status and Conservation, in: Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF), w.g.o.t.A.C. (Ed.), Helsinki, p. 266.

CAFF, 2008. Seabird Harvest in the Arctic, in: Conservation of Arctic Flora and Fauna's (CAFF) Circumpolar Seabird Group, w.g.o.t.A.C. (Ed.), CAFF Technical Report No. 16, Akureyri, Iceland.

Campbell, L., Norstrom, R., Hobson, K., Muir, D., Backus, S., Fisk, A., 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). Science of the Total Environment 351-352, 247–263.

Cardona-Marek, T., Knott, K.K., Meyer, B.E., O'Hara, T.M., 2009. Mercury concentrations in southern Beaufort Sea polar bears: variation based on stable isotopes of carbon and nitrogen. Environmental Toxicology and Chemistry 28, 1416–1424.

Champoux, L., Rodrigue, J., DesGranges, J.L., Trudeau, S., Hontela, A., Boily, M., Spear, P., 2002. Assessment of contamination and biomarker responses in two species of Herons on the St. Lawrence River. Environmental Monitoring and Assessment 79, 193–215.

Champoux, L., Rodrigue, J., Trudeau, S., Boily, M.H., Spear, P.A., Hontela, A., 2006. Contamination and biomarkers in the great blue heron, an indicator of the state of the St. Lawrence River. Ecotoxicology 15, 83–96.

Chaulk, A., Stern, G.A., Armstrong, B., Barber, D., Wang, F., 2011. Mercury distribution and transport across the ocean-sea-ice-atmosphere interface in the Arctic Ocean. Environmental Science and Technology 45, 1866–1872.

Chen, C.Y., Dionne, M., Mayes, B.M., Ward, D.M., Sturup, S., Jackson, B.P., 2009. Mercury bioavailability and bioaccumulation in estuarine food webs in the Gulf of Maine. Environmental Science and Technology 43, 1804–1810.

Chen, J., Pehkonen, S.O., Lin, C.J., 2003. Degradation of monomethylmercury chloride by hydroxyl radicals in simulated natural waters. Water Research 37, 2496–2504.

Choy, C.A., Popp, B.N., Kaneko, J.J., Drazen, J.C., 2009. The influence of depth on mercury levels in pelagic fishes and their prey. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 106, 13865–13869.

Choy, E.S., Gauthier, M., Mallory, M.L., Smol, J.P., Douglas, M.S.V., Lean, D., Blais, J.M., 2010. An isotopic investigation of mercury accumulation in terrestrial food webs adjacent to an Arctic seabird colony. Science of the Total Environment 408, 1858–1867.

Clark, N.A., Teschke, K., Rideout, K., Copes, R., 2007. Trace element levels in adults from the west coast of Canada and associations with age, gender, diet, activities, and levels of other trace elements. Chemosphere 70, 155–164.

Coakley, J.P., Nagy, E., Sérodes, J.B., 1993. Spatial and vertical trends in sediment-phase contaminants in the upper estuary of the St. Lawrence River. Estuaries 16. 653–669.

Constant, P., Poissant, L., Villemur, R., Yumvihoze, E., Lean, D., 2007. Fate of inorganic mercury and methyl mercury within the snow cover in the low arctic tundra on the shore of Hudson Bay (Québec, Canada). Journal of Geophysical Research-Atmospheres 112, D08309, doi:08310.01029/02006JD007961.

Cossa, D., Rondeau, J.G., 1985. Seasonal, geographical and size-induced variability in mercury content of Mytilus edulis in an estuarine environment: A re-assessment of mercury pollution level in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. Marine Biology 88, 43–49.

Cossa, D., Martin, J.M., Takayanagi, K., Sanjuan, J., 1997. The distribution and cycling of mercury species in the western Mediterranean. Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 44, 721–740.

Cossa, D., 1990. Chemical contaminants in the St. Lawrence Estuary and Saguenay Fjord., in: El-Sabh, M.I., Silverberg, N. (Eds.), Oceanography of a large-scale estuarine system, the St. Lawrence. Springer-Verlag, New York, p. 240–268.

Cossa, D., Gobeil, C., 2000. Mercury speciation in the lower St. Lawrence estuary. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57, 138–147.

Cossa, D., Cotté-Krief, M.H., Mason, R.P., Bretaudeau-Sanjuan, J., 2004. Total mercury in the water column near the shelf edge of the European continental margin. Marine Chemistry 90, 21–29.

Cossa, D., Averty, B., Pirrone, N., 2009. The origin of methylmercury in open Mediterranean waters. Limnology and Oceanography 54, 837–844.

Cossa, D., Heimbürger, L.E., Lannuzel, D., Rintoul, S.R., Butler, E.C.V., Bowie, A.R., Averty, B., Watson, R.J., Remenyi, T., 2011. Mercury in the Southern Ocean. Geochimica et Cosmochimica Acta 75, 4037–4052.

Dabeka, R., McKenzie, A.D., Forsyth, D.S., Conacher, H.B.S., 2004. Survey of total mercury in some edible fish and shellfish species collected in Canada in 2002. Food Additives and Contaminants 21, 434–440.

Dalziel, J., Harding, G., Sunderland, E., Vass, P., 2010. Mercury in the Bay of Fundy, Gulf of Maine, in: Burt, M.D.B., Wells, P.G. (Eds.), Threats to the Health of the Bay of Fundy: Potential Problems Posed by Pollutants. Proceedings of a Workshop organized under the auspices of BoFEP's Working Group on Stress and Cumulative Effects, Fairmount Algonquin Hotel, St. Andrews, New Brunswick, 30 April 2010. Bay of Fundy Ecosystem Partnership, Technical Report No. 5., Wolfville, Nova Scotia, p. 21–30.

Davis, J.A., Greenfield, B.K., Ichikawa, G., Stephenson, M., 2008. Mercury in sport fish from the Sacramento-San Joaquin Delta region, California, USA. Science of the Total Environment 391, 66–75.

Debruyn, A.M.H., Trudel, M., Eyding, N., Harding, J., McNally, H., Mountain, R., Orr, C., Urban, D., Verenitch, S., Mazumder, A., 2006. Ecosystemic effects of salmon farming increase mercury contamination in wild fish. Environmental Science and Technology 40, 3489–3493.

Dehn, L.A., Sheffield, G.G., Follmann, E.H., Duffy, L.K., Thomas, D.L., Bratton, G.R., Taylor, R.J., O'Hara, T.M., 2005. Trace elements in tissues of phocid seals harvested in the Alaskan and Canadian Arctic: Influence of age and feeding ecology. Canadian Journal of Zoology 83, 726–746.

Dehn, L.A., Follmann, E.H., Thomas, D.L., Sheffield, G.G., Rosa, C., Duffy, L.K., O'Hara, T.M., 2006. Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. Science of the Total Environment 362, 103–123.

Dommergue, A., Ferrari, C.P., Gauchard, P.A., Boutron, C.F., Poissant, L., Pilote, M., Jitaru, P., Adams, F.C., 2003a. The fate of mercury species in a sub-arctic snowpack during snowmelt. Geophysical Research Letters 30, 1621, doi:1610.1029/2003GL017308.

Dommergue, A., Ferrari, C.P., Poissant, L., Gauchard, P.A., Boutron, C.F., 2003b. Diurnal cycles of gaseous mercury within the snowpack at Kuujjuarapik/ Whapmagoostui, Quebec, Canada. Environmental Science and Technology 37, 3289–3297.

Dufour, R., Ouellet, P., 2007. Estuary and Gulf of St. Lawrence marine ecosystem overview and assessment report, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, p. vii + 112.

Durnford, D., Dastoor, A., Figueras-Nieto, D., Ryjkov, A., 2010. Long range transport of mercury to the Arctic and across Canada. Atmospheric Chemistry and Physics 10, 6063–6086.

Durnford, D., Dastoor, A., 2011. The behavior of mercury in the cryosphere: A review of what we know from observations. Journal of Geophysical Research D: Atmospheres 116, D06305, doi:06310.01029/02010JD014809.

Durnford, D.A., Dastoor, A.P., Ryzhkov, A., Poissant, L., Pilote, M., Figueras-Nieto, D., 2012a. How relevant is the deposition of mercury onto snowpacks? Part 2: A modelling study. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions 12, 2647–2706.

Durnford, D.A., Dastoor, A.P., Steen, A.O., Berg, T., Ryzhkov, A., Figueras-Nieto, D., Hole, L.R., Pfaffhuber, K.A., Hung, H., 2012b. How relevant is the deposition of mercury onto snowpacks? Part 1: A statistical study on the impact of environmental factors. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions 12, 387–439.

Elliott, J.E., Scheuhammer, A.M., Leighton, F.A., Pearce, P.A., 1992. Heavy metal and metallothionein concentrations in Atlantic Canadian seabirds. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 22, 63–73.

Elliott, J.E., Notstrom, R.J., Smith, G.E.J., 1996. Patterns, trends, and toxicological significance of chlorinated hydrocarbon and mercury contaminants in bald eagle eggs from the Pacific coast of Canada, 1990-1994. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 31, 354–367.

Elliott, J.E., Scheuhammer, A.M., 1997. Heavy metal and metallothionein concentrations in seabirds from the Pacific coast of Canada. Marine Pollution Bulletin 34, 794–801.

Elliott, J.E., 2005. Trace metals, stable isotope ratios, and trophic relations in seabirds from the North Pacific Ocean. Environmental Toxicology and Chemistry 24, 3099–3105.

Elliott, J.E., Harris, M.L., Wilson, L.K., Smith, B.D., Batchelor, S.P., Maguire, J., 2007. Butyltins, trace metals and morphological variables in surf scoter (Melanitta perspicillata) wintering on the south coast of British Columbia, Canada. Environmental Pollution 149, 114–124.

Evans, M.S., Muir, D.C.G., 2010. Temporal trends and spatial variations in persistent organic pollutants and metals in sea-run char from the Canadian Arctic, Synopsis of Research Conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, p. 142–150.

Farmer, T.M., Wright, R.A., Devries, D.R., 2010. Mercury concentration in two estuarine fish populations across a seasonal salinity gradient. Transactions of the American Fisheries Society 139, 1896–1912.

Ferguson, S.H., Higdon, J.W., Chmelnitsky, E.G., 2010a. The rise of killer whales as a major Arctic predator, in: Ferguson, S.H., Loseto, L.L., Mallory, M.L. (Eds.), A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay. Springer, p. 117–136.

Ferguson, S.H., Loseto, L.L., Mallory, M.L., 2010b. A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay. Springer. Finkelstein, M., Keitt, B.S., Croll, D.A., Tershy, B., Jarman, W.M., Rodriguez-Pastor, S., Anderson, D.J., Sievert, P.R., Smith, D.R., 2006. Albatross species demonstrate regional differences in North Pacific marine contamination. Ecological Applications 16, 678–686.

Fitzgerald, W.F., Lamborg, C.H., Hammerschmidt, C.R., 2007. Marine biogeochemical cycling of mercury. Chemical Reviews 107, 641–662.

Forrester, C.R., Ketchen, K.S., Wong, C.C., 1972. Mercury content of sping dogfish (Squalus acanthias) in the Strait of Georgia, British Columbia. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 29, 1487–1490.

Gaden, A., Stern, G.A., 2010. Temporal trends in beluga, narwhal and walrus mercury levels: links to climate change, in: Ferguson, S.H., Loseto, L.L., Mallory, M.L. (Eds.), A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay. Springer, p. 197–216.

Gagnon, C., Pelletier, E., Mucci, A., 1997. Behaviour of anthropogenic mercury in coastal marine sediments. Marine Chemistry 59, 159–176.

Gagnon, A.S., Gough, W.A., 2005. Trends in the dates of ice freeze-up and breakup over Hudson Bay, Canada. Arctic 58, 370–382.

Garron, C., Gagné, F., Ernst, W., Julien, G., Bernier, M., Caldwell, C., 2005. Mercury contamination of marine sediments and blue mussels (Mytilus edulis) in the vicinity of a mercury cell chlor-alkali plant in Dalhousie, New Brunswick, Canada. Water Quality Research Journal of Canada 40, 1–15.

Gaskin, D.E., Frank, R., Holdrinet, M., Ishida, K., Walton, C.J., Smith, M., 1973. Mercury, DDT, and PCB in harbour seals (Phoca vitulina) from the Bay of Fundy and Gulf of Maine. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 30, 471–475.

Gaskin, D.E., Stonefield, K.I., Suda, P., Frank, R., 1979. Changes in mercury levels in harbor porpoises from the Bay of Fundy, Canada, and adjacent waters during 1969-1977. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 8, 733–762.

Gaston, A.J., Gilchrist, H.G., Mallory, M.L., Smith, P.A., 2009. Changes in seasonal events, peak food availability, and consequent breeding adjustment in a marine bird: A case of progressive mismatching. Condor 111, 111–119.

Gobeil, C., Cossa, D., 1993. Mercury in sediments and sediment pore water in the Laurentian Trough. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50, 1794–1800.

Gobeil, C., Clermont, Y., Paquette, G., 1997. Concentrations en mercure, plomb et cadmium chez diverses espèces de poissons de fond, de poissons pélagiques et de crustacés de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay. , Rapport statistique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, p. v + 83.

Gobeil, C., Macdonald, R.W., Smith, J.N., 1999. Mercury profiles in sediments of the Arctic Ocean basins. Environmental Science and Technology 33, 4194–4198.

Goodale, M.W., Evers, D.C., Mierzykowski, S.E., Bond, A.L., Burgess, N.M., Otorowski, C.I., Welch, L.J., Hall, C.S., Ellis, J.C., Allen, R.B., Diamond, A.W., Kress, S.W., Taylor, R.J., 2008. Marine foraging birds as bioindicators of mercury in the gulf of maine. EcoHealth 5, 409–425.

Hammerschmidt, C.R., Fitzgerald, W.F., Lamborg, C.H., Balcom, P.H., Visscher, P.T., 2004. Biogeochemistry of methylmercury in sediments of Long Island Sound. Marine Chemistry 90, 31–52.

Hammerschmidt, C.R., Fitzgerald, W.F., 2006. Bioaccumulation and trophic transfer of methylmercury in Long Island Sound. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 51, 416–424. Hammerschmidt, C.R., Lamborg, C.H., Fitzgerald, W.F., 2007. Aqueous phase methylation as a potential source of methylmercury in wet deposition. Atmospheric Environment 41, 1663–1668.

Hammerschmidt, C.R., Bowman, K.L., 2012. Vertical methylmercury distribution in the subtropical North Pacific Ocean. Marine Chemistry 132-133, 77–82.

Hare, A., Stern, G.A., Macdonald, R.W., Kuzyk, Z.Z., Wang, F.Y., 2008. Contemporary and preindustrial mass budgets of mercury in the Hudson Bay Marine System: The role of sediment recycling. Science of the Total Environment 406, 190–204.

Hare, A.A., Stern, G.A., Kuzyk, Z.Z.A., Macdonald, R.W., Johannessen, S.C., Wang, F., 2010. Natural and anthropogenic mercury distribution in marine sediments from Hudson Bay, Canada. Environmental Science and Technology 44, 5805–5811.

Heimbürger, L.E., Cossa, D., Marty, J.C., Migon, C., Averty, B., Dufour, A., Ras, J., 2010. Methyl mercury distributions in relation to the presence of nanoand picophytoplankton in an oceanic water column (Ligurian Sea, North-western Mediterranean). Geochimica et Cosmochimica Acta 74, 5549–5559.

Heyes, A., Mason, R.P., Kim, E.H., Sunderland, E., 2006. Mercury methylation in estuaries: Insights from using measuring rates using stable mercury isotopes. Marine Chemistry 102, 134–147.

Hipfner, J.M., Hobson, K.A., Elliott, J.E., 2011. Ecological factors differentially affect mercury levels in two species of sympatric marine birds of the North Pacific. Science of the Total Environment 409, 1328–1335.

Hobson, K.A., Welch, H.E., 1992. Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using δ 13C and δ ¹⁵N analysis. Marine Ecology Progress Series 84, 9–18.

Hobson, K.A., Gilchrist, G., Falk, K., 2002. Isotopic investigations of seabirds of the North Water Polynya: Contrasting trophic relationships between the eastern and western sectors. Condor 104, 1–11.

Hochheim, K., Barber, D.G., Lukovich, J.V., 2010. Changing sea ice conditions in Hudson Bay, 1980-2005, in: Ferguson, S.H., Loseto, L.L., Mallory, M.L. (Eds.), A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay. Springer, p. 39–51.

Hollweg, T.A., Gilmour, C.C., Mason, R.P., 2009. Methylmercury production in sediments of Chesapeake Bay and the mid-Atlantic continental margin. Marine Chemistry 114, 86–101.

Holmes, C.D., Jacob, D.J., Corbitt, E.S., Mao, J., Yang, X., Talbot, R., Slemr, F., 2010. Global atmospheric model for mercury including oxidation by bromine atoms. Atmospheric Chemistry and Physics 10, 12037-12057.

Horton, T.W., Blum, J.D., Xie, Z.Q., Hren, M., Chamberlain, C.P., 2009. Stable isotope food-web analysis and mercury biomagnification in polar bears (Ursus maritimus). Polar Research 28, 443–454.

Hung, G.A., Chmura, G.L., 2006. Mercury accumulation in surface sediments of salt marshes of the Bay of Fundy. Environmental Pollution 142, 418–431.

Ikonomou, M.G., Higgs, D.A., Gibbs, M., Oakes, J., Skura, B., McKinley, S., Balfry, S.K., Jones, S., Withler, R., Dubetz, C., 2007. Flesh quality of market-size farmed and wild British Columbia Salmon. Environmental Science and Technology 41, 437–443.

Jæger, I., Hop, H., Gabrielsen, G.W., 2009. Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine food web in Svalbard. Science of the Total Environment 407, 4744–4751.

Johannessen, S.C., MacDonald, R.W., Eek, K.M., 2005. Historical trends in mercury sedimentation and mixing in the strait of Georgia, Canada. Environmental Science and Technology 39, 4361–4368.

Jones, S.H., Krahforst, C., White, L., Klassen, G., Schwartz, J., Wells, P., Harding, G.C.H., Brun, G.L., Hennigar, P., Page, D., Shaw, S.D., Trowbridge, P., Taylor, D., Aube, J., 2011. The Gulfwatch Program 1993-2008. A review of scientific results. Final Report., in: environment., G.o.M.C.o.t.m. (Ed.).

Kelly, B.C., Ikonomou, M.G., Higgs, D.A., Oakes, J., Dubetz, C., 2008. Mercury and other trace elements in farmed and wild salmon from British Columbia, Canada. Environmental Toxicology and Chemistry 27, 1361–1370.

Kelly, B.C., Ikonomou, M.G., MacPherson, N., Sampson, T., Patterson, D.A., Dubetz, C., 2011. Tissue residue concentrations of organohalogens and trace elements in adult Pacific salmon returning to the Fraser River, British Columbia, Canada. Environmental Toxicology and Chemistry 30, 367–376.

Kingsley, M.C.S., Reeves, R.R., 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. Canadian Journal of Zoology 76, 1529–1550.

Kirk, J.L., St. Louis, V.L., Hintelmann, H., Lehnherr, I., Else, B., Poissant, L., 2008. Methylated mercury species in marine waters of the Canadian high and sub Arctic. Environmental Science and Technology 42, 8367–8373.

Kirk, J.L., St. Louis, V.L., 2009. Multiyear total and methyl mercury exports from two major sub-Arctic rivers draining into Hudson Bay, Canada. Environmental Science and Technology 43, 2254–2261.

Kirk, J.L., Lehnherr, I., Andersson, M.E., Braune, B.M., Chan, H.M., Dastoor, A.P., Durnford, D., Gleason, A.L., Loseto, L.L., Steffen, A., St. Louis, V.L., 2012. Mercury in Arctic marine ecosystems: sources, pathways, and exposure. Environmental Research, in press.

Kirk, J.L., St. Louis, V.L., Sharp, M.J., 2006. Rapid reduction and reemission of mercury deposited into snowpacks during atmospheric mercury depletion events at Churchill, Manitoba, Canada. Environmental Science and Technology 40, 7590–7596.

Kütter, V.T., Mirlean, N., Baisch, P.R., Kütter, M.T., Silva-Filho, E.V., 2009. Mercury in freshwater, estuarine, and marine fishes from Southern Brazil and its ecological implication. Environmental Monitoring and Assessment 159, 35–42.

Lahoutifard, N., Poissant, L., Scott, S.L., 2006. Scavenging of gaseous mercury by acidic snow at Kuujjuarapik, Northern Quebec. Science of the Total Environment 355, 118-126.

Lalonde, J.D., Amyot, M., Kraepiel, A.M.L., Morel, F.M.M., 2001. Photooxidation of Hg(0) in artificial and natural waters. Environmental Science and Technology 35, 1367–1372.

Lalonde, J.D., Amyot, M., Orvoine, J., Morel, F.M.M., Auclair, J.C., Ariya, P.A., 2004. Photoinduced oxidation of Hg⁰(aq) in the waters from the St. Lawrence Estuary. Environmental Science and Technology 38, 508–514.

Lamborg, C.H., Hammerschmidt, C.R., Saito, M., Goepfert, T., Lam, P.J., 2009. Mercury methylation in the Gyre and Benguela Upwelling Regions of the tropic South Atlantic Ocean, Presentation at the 9th International Meeting on Mercury as a Global Pollutant, Guiyang, China.

Larose, C., Dommergue, A., De Angelis, M., Cossa, D., Averty, B., Marusczak, N., Soumis, N., Schneider, D., Ferrari, C., 2010. Springtime changes in snow chemistry lead to new insights into mercury methylation in the Arctic. Geochimica et Cosmochimica Acta 74, 6263–6275.

Larose, C., Dommergue, A., Marusczak, N., Coves, J., Ferrari, C.P., Schneider, D., 2011. Bioavailable mercury cycling in polar snowpacks. Environmental Science and Technology 45, 2150–2156.

Laurier, F.J.G., Mason, R.P., Gill, G.A., Whalin, L., 2004. Mercury distributions in the North Pacific Ocean - 20 Years of observations. Marine Chemistry 90, 3–19.

Lavoie, R.A., Champoux, L., Rail, J.F., Lean, D.R.S., 2010a. Organochlorines, brominated flame retardants and mercury levels in six seabird species from the Gulf of St. Lawrence (Canada): Relationships with feeding ecology, migration and molt. Environmental Pollution 158, 2189–2199.

Lavoie, R.A., Hebert, C.E., Rail, J.F., Braune, B.M., Yumvihoze, E., Hill, L.G., Lean, D.R.S., 2010b. Trophic structure and mercury distribution in a Gulf of St.

Lawrence (Canada) food web using stable isotope analysis. Science of the Total Environment 408, 5529–5539.

Lawson, N.M., Mason, R.P., 1998. Accumulation of mercury in estuarine food chains. Biogeochemistry 40, 235–247.

Lebeuf, M., Trottier, S., Bertin, D., Clermont, Y., Measures, L., 2010. Total Mercury (Hg) in Beluga from the St Lawrence Estuary, Canada, Society of Ecotoxicology and Chemistry-Europe, Seville, Spain.

Leblanc, L.A., Krahforst, C., Aube, J., Roach, S., Harding, G., Hennigar, P., Page, D., Jones, S., Trowbridge, P., Wood, M., Shaw, S., Stahlnecker, J., Schwartz, J., Taylor, D., Thorpe, B., Wells, P., 2011. Gulfwatch 2009 Data Report: Eighteenth Year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Program, Prepared for the Gulf of Maine Council on the Marine Environment.

Legrand, M., Arp, P., Ritchie, C., Chan, H.M., 2005. Mercury exposure in two coastal communities of the Bay of Fundy, Canada. Environmental Research 98, 14–21.

Lehnherr, I., St. Louis, V.L., 2009. Importance of ultraviolet radiation in the photodemethylation of methylmercury in freshwater ecosystems. Environmental Science and Technology 43, 5692–5698.

Lehnherr, I., St. Louis, V.L., Hintelmann, H., Kirk, J.L., 2011. Methylation of inorganic mercury in polar marine waters. Nature Geoscience 4, 298–302.

Leitch, D.R., Carrie, J., Lean, D.R.S., Macdonald, R., Stern, A.G., Wang, F., 2007. The delivery of mercury to the Beaufort Sea of the Arctic Ocean by the Mackenzie River. Science of the Total Environment 373, 178–195.

Lemes, M., Wang, F., Stern, G.A., Ostertag, S.K., Chan, H.M., 2011. Methylmercury and selenium speciation in different tissues of beluga whales (Delphinapterus leucas) from the western Canadian Arctic. Environmental Toxicology and Chemistry 30, 2732–2738.

Lesage, V., Morin, Y., Rioux, E., Pomerleau, C., Ferguson, S.H., Pelletier, E., 2010. Stable isotopes and trace elements as indicators of diet and habitat use in cetaceans: Predicting errors related to preservation, lipid extraction, and lipid normalization. Marine Ecology Progress Series 419, 249–265.

Lindberg, S., Brooks, S., Lin, C.-J., Scott, K., Landis, M., Stevens, R., Goodsite, M., Richter, A., 2002. Dynamic oxidation and gaseous mercury in the Arctic troposphere at polar sunrise. Environmental Science and Technology 36, 1245–1256.

Lockhart, W.L., Wilkinson, P., Billeck, B.N., Danell, R.A., Hunt, R.V., Brunskill, G.J., Delaronde, J., St. Louis, V.L., 1998. Fluxes of mercury to lake sediments in central and northern Canada inferred from dated sediment cores. Biogeochemistry 40, 163–173.

Lockhart, W.L., Stern, G.A., Wagemann, R., Hunt, R.V., Metner, D.A., DeLaronde, J., Dunn, B., Stewart, R.E.A., Hyatt, C.K., Harwood, L., Mount, K., 2005. Concentrations of mercury in tissues of beluga whales (Delphinapterus leucas) from several communities in the Canadian Arctic from 1981 to 2002. Science of the Total Environment 351-352, 391–412.

Loseto, L.L., Richard, P., Stern, G.A., Orr, J., Ferguson, S.H., 2006. Segregation of Beaufort Sea beluga whales during the open-water season. Canadian Journal of Zoology 84, 1743–1751.

Loseto, L.L., Stern, G.A., Deibel, D., Connelly, T.L., Prokopowicz, A., Lean, D.R.S., Fortier, L., Ferguson, S.H., 2008a. Linking mercury exposure to habitat and feeding behaviour in Beaufort Sea beluga whales. Journal of Marine Systems 74, 1012–1024.

Loseto, L.L., Stern, G.A., Ferguson, S.H., 2008b. Size and biomagnification: How habitat selection explains beluga mercury levels. Environmental Science and Technology 42, 3982–3988.

Lu, Y.-F., Schroeder, W., Barrie, L.A., Steffen, A., Welch, H.E., Martin, A., Lockhart, L., Hunt, R.V., Boila, G., Richter, A., 2001. Magnification of atmospheric mercury deposition to polar regions in springtime: the link to tropospheric ozone depletion chemistry. Geophysical Research Letters 28, 3219–3222, doi:3210.1029/2000GL012603.

Macdonald, R.W., Thomas, D.J., 1991. Chemical interactions and sediments of the western Canadian arctic shelf. Continental Shelf Research 11, 843–863.

Macdonald, R.W., Loseto, L.L., 2010. Are Arctic Ocean ecosystems exceptionally vulnerable to global emissions of mercury? A call for emphasised research on methylation and the consequences of climate change. Environmental Chemistry 7, 133–138.

Mallory, M.L., Braune, B.M., Wayland, M., Gilchrist, H.G., Dickson, D.L., 2004a. Contaminants in common eiders (Somateria mollissima) of the Canadian Arctic. Environmental Reviews 12, 197–218.

Mallory, M.L., Wayland, M., Braune, B.M., Drouillard, K.G., 2004b. Trace elements in marine birds, arctic hare and ringed seals breeding near Qikiqtarjuaq, Nunavut, Canada. Marine Pollution Bulletin 49, 135–141.

Mallory, M.L., Gaston, A.J., Gilchrist, H.G., Robertson, G.J., Braune, B.M., 2010. Effects of climate change, altered sea-ice distribution and seasonal phenology on marine birds, in: Ferguson, S.H., Loseto, L.L., Mallory, M.L. (Eds.), A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay. Springer, p. 179–195.

Mason, R.P., Rolfhus, K.R., Fitzgerald, W.F., 1995. Methylated and elemental mercury cycling in surface and deep ocean waters of the North Atlantic. Water, Air, and Soil Pollution 80, 665–677.

Mason, R.P., Reinfelder, J.R., Morel, F.M.M., 1996. Uptake, toxicity, and trophic transfer of mercury in a coastal diatom. Environmental Science and Technology 30, 1835–1845.

Mason, R.P., Rolfhus, K.R., Fitzgerald, W.F., 1998. Mercury in the North Atlantic. Marine Chemistry 61, 37–53. Mason, R.P., Sullivan, K.A., 1999. The distribution and speciation of mercury in the South and equatorial Atlantic. Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 46, 937–956.

Mason, R.P., Lawson, N.M., Sheu, G.R., 2001. Mercury in the Atlantic Ocean: Factors controlling air-sea exchange of mercury and its distribution in the upper waters. Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 48, 2829–2853.

Mason, R.P., Sheu, G.R., 2002. Role of the ocean in the global mercury cycle. Global Biogeochemical Cycles 16, 1093, doi:1010.1029/2001GB001440.

Mason, R.P., Heyes, D., Sveinsdottir, A., 2006. Methylmercury concentrations in fish from tidal waters of the Chesapeake Bay. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 51, 425–437.

Mason, R.P., Choi, A.L., Fitzgerald, W.F., Hammerschmidt, C.R., Lamborg, C.H., Soerensen, A.L., Sunderland, E.M., 2012. Mercury biogeochemical cycling in the ocean and policy implications. Environmental Research.119, 101-117.

Mathews, T., Fisher, N.S., 2008. Evaluating the trophic transfer of cadmium, polonium, and methylmercury in an estuarine food chain. Environmental Toxicology and Chemistry 27, 1093–1101.

McKinney, M.A., Peacock, E., Letcher, R.J., 2009. Sea ice-associated diet change increases the levels of chlorinated and brominated contaminants in polar bears. Environmental Science and Technology 43, 4334–4339.

McMeans, B.C., Svavarsson, J., Dennard, S., Fisk, A.T., 2010. Diet and resource use among Greenland sharks (Somniosus microcephalus) and teleosts sampled in icelandic waters, using δ^{13} C, δ^{15} N, and mercury. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 67. 1428–1438.

Michel, C., Ingram, R.G., Harris, L.R., 2006. Variability in oceanographic and ecological processes in

the Canadian Arctic Archipelago. Progress in Oceanography 71, 379–401.

Michelutti, N., Blais, J.M., Mallory, M.L., Brash, J., Thienpont, J., Kimpe, L.E., Douglas, M.S.V., Smol, J.P., 2010. Trophic position influences the efficacy of seabirds as metal biovectors. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 107, 10543–10548.

Monperrus, M., Tessier, E., Amouroux, D., Leynaert, A., Huonnic, P., Donard, O.F.X., 2007. Mercury methylation, demethylation and reduction rates in coastal and marine surface waters of the Mediterranean Sea. Marine Chemistry 107, 49–63.

Morel, F.M.M., Kraepiel, A.M.L., Amyot, M., 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. Annual Review of Ecology and Systematics 29, 543–566.

Munthe, J., Goodsite, M., Berg, T., Chételat, J., Cole, A.S., Dastoor, A., Durnford, D., Douglas, T., Macdonald, R., Muir, D., Outridge, P., Pacyna, J., Ryzhkov, A., Skov, H., Steffen, A., Sundseth, K., Travnikov, O., Wilson, S., Wängberg, I., 2011. Chapter 2: Where does mercury in the Arctic environment come from, and how does it get there?, AMAP 2011 Mercury Assessment. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway, p. 9–44.

NCP, 1997. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report. Northern Contaminants Program (NCP), Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, p. 460.

NCP, 2003. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Northern Contaminants Program (NCP), Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa.

NCP, 2009. Canadian Arctic Contaminants and Health Assessment Report. Human Health 2009. Northern Contaminants Program (NCP), Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, p. xix + 183.

NCP, 2012. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report III: Mercury in Canada's North. Northern Contaminants Program (NCP), Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa. Newsome, S.D., Etnier, M.A., Monson, D.H., Fogel, M.L., 2009. Retrospective characterization of ontogenetic shifts in killer whale diets via δ^{13} C and δ^{15} N analysis of teeth. Marine Ecology Progress Series 374, 229–242.

Nghiem, S.V., Rigor, I.G., Richter, A., Burrows, J.P., Shepson, P.B., Bottenheim, J., Barber, D.G., Steffen, A., Latonas, J., Wang, F., Stern, G., Clemente-Colón, P., Martin, S., Hall, D.K., Kaleschke, L., Tackett, P., Neumann, G., Asplin, M.G., 2012. Field and satellite observations of the formation and distribution of Arctic atmospheric bromine above a rejuvenated sea ice cover. Journal of Geophysical Research D: Atmospheres 117, D00S05, doi:10.1029/2011JD016268.

Niki, H., Maker, P.S., Savage, C.M., Breitenbach, L.P., 1983. A fourier transform infrared study of the kinetics and mechanism for the reaction CI + CH3HgCH3. Journal of Physical Chemistry 87, 3722–3724.

Nørum, U., Lai, V.W.M., Cullen, W.R., 2005. Trace element distribution during the reproductive cycle of female and male spiny and Pacific scallops, with implications for biomonitoring. Marine Pollution Bulletin 50, 175–184.

O'Driscoll, N.J., Canário, J., Crowell, N., Webster, T., 2011. Mercury speciation and distribution in coastal wetlands and tidal mudflats: Relationships with sulphur speciation and organic carbon. Water, Air, and Soil Pollution 220, 313–326.

Outridge, P.M., MacDonald, R.W., Wang, F., Stern, G.A., Dastoor, A.P., 2008. A mass balance inventory of mercury in the Arctic Ocean. Environmental Chemistry 5, 89–111, doi:110.1071/EN08002.

Parsons, T.R., Bawden, C.A., Heath, W.A., 1973. Preliminary survey of mercury and other metals contained in animals from the Fraser River mudflats. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 30, 1014–1016.

Pauly, D., Trites, A.W., Capuli, E., Christensen, V., 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. ICES Journal of Marine Science 55, 467–481.

Peacock, E., Derocher, A.E., Lunn, N.J., Obbard, M.E., 2010. Polar bear ecology and management in Hudson Bay in the face of climate change, in: Ferguson, S.H., Loseto, L.L., Mallory, M.L. (Eds.), A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay. Springer, p. 93–115.

Pongratz, R., Heumann, K.G., 1998. Determination of concentration profiles of methyl mercury compounds in surface waters of polar and other remote oceans by GC-AFD. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 71, 41–56.

Pongratz, R., Heumann, K., 1999. Production of methylated mercury, lead, and cadmium by marine bacteria as a significant natural source for atmospheric heavy metals in polar regions. Chemosphere 39, 89–102.

Post, D.M., 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. Ecology 83, 703–718.

Poulain, A.J., Garcia, E., Amyot, M., Campbell, P.G.C., Ariya, P.A., 2007a. Mercury distribution, partitioning and speciation in coastal vs. inland High Arctic snow. Geochimica et Cosmochimica Acta 71, 3419–3431.

Poulain, A.J., Ni Chadhain, S.M., Ariya, P.A., Amyot, M., Garcia, E., Campbell, P.G.C., Zylstra, G.J., Barkay, T., 2007b. Potential for mercury reduction by microbes in the high arctic. Applied and Environmental Microbiology 73, 2230–2238.

Quémerais, B., Cossa, D., Rondeau, B., Pham, T.T., Gagnon, P., Fortin, B., 1999. Sources and fluxes of mercury in the St. Lawrence River. Environmental Science and Technology 33, 840–849.

Riget, F., Moller, P., Dietz, R., Nielsen, T.G., Asmund, G., Strand, J., Larsen, M.M., Hobson, K.A., 2007. Transfer of mercury in the marine food web of West Greenland. Journal of Environmental Monitoring 9, 877–883.

Routti, H., Letcher, R.J., Born, E.W., Branigan, M., Dietz, R., Evans, T.J., Fisk, A.T., Peacock, E., Sonne, C., 2011. Spatial and temporal trends of selected trace elements in liver tissue from polar bears (Ursus maritimus) from Alaska, Canada and Greenland. Journal of Environmental Monitoring 13, 2260–2267.

Rukavina, N.A., Mudroch, A., Joshi, S.R., 1990. The geochemistry and sedimentology of the surficial sediments of Lac St-Louis, St. Lawrence River. Science of the Total Environment 97-98, 481–494.

Schaefer, J.K., Morel, F.M.M., 2009. High methylation rates of mercury bound to cysteine by Geobacter sulfurreducens. Nature Geoscience 2, 123–126.

Schuster, P.F., Striegl, R.G., Aiken, G.R., Krabbenhoft, D.P., Dewild, J.F., Butler, K., Kamark, B., Dornblaser, M., 2011. Mercury export from the Yukon River Basin and potential response to a changing climate. Environmental Science and Technology 45, 9262–9267.

Sebert, R.J., Munro, M.R., 1972. Dimensions and areas of maps of the National Topographic Systems of Canada, Technical Report No. 72-1, Surveys and Mapping Branch, Department of Energy, Mines and Resources, Ottawa, ON.

Selin, N.E., Sunderland, E.M., Knightes, C.D., Mason, R.P., 2010. Sources of mercury exposure for U.S. seafood consumers: Implications for policy. Environmental Health Perspectives 118, 137–143.

Selin, N.E., 2011. Science and strategies to reduce mercury risks: A critical review. Journal of Environmental Monitoring 13, 2389–2399.

Senn, D.B., Chesney, E.J., Blum, J.D., Bank, M.S., Maage, A., Shine, J.P., 2010. Stable isotope (N, C, Hg) study of methylmercury sources and trophic transfer in the northern Gulf of Mexico. Environmental Science and Technology 44, 1630–1637.

Smith, J.N., Loring, D.H., 1981. Geochronology for mercury pollution in the sediments of the Saguenay Fjord, Quebec. Environmental Science and Technology 15, 944–951.

Smith, J.N., Schafer, C.T., 1999. Sedimentation, bioturbation, and Hg uptake in the sediments of the estuary and Gulf of St. Lawrence. Limnology and Oceanography 44, 207–219.

Soerensen, A.L., Sunderland, E.M., Holmes, C.D., Jacob, D.J., Yantosca, R.M., Skov, H., Christensen, J.H., Strode, S.A., Mason, R.P., 2010. An improved global model for air-sea exchange of mercury: High concentrations over the North Atlantic. Environmental Science and Technology 44, 8574–8580.

Sourisseau, M., Simard, Y., Saucier, F.J., 2006. Krill aggregation in the St. Lawrence system, and supply of krill to the whale feeding grounds in the estuary from the gulf. Marine Ecology Progress Series 314, 257–270.

St. Louis, V.L., Sharp, M.J., Steffen, A., May, A., Barker, J., Kirk, J.L., Kelly, D.J.A., Arnott, S.E., Keatley, B., Smol, J.P., 2005. Some sources and sinks of monomethyl and inorganic mercury on Ellesmere island in the Canadian high arctic. Environmental Science and Technology 39, 2686–2701.

St. Louis, V.L., Hintelmann, H., Graydon, J.A., Kirk, J.L., Barker, J., Dimock, B., Sharp, M.J., Lehnherr, I., 2007. Methylated mercury species in Canadian high Arctic marine surface waters and snowpacks. Environmental Science and Technology 41, 6433–6441.

St. Louis, V.L., Derocher, A.E., Stirling, I., Graydon, J.A., Lee, C., Jocksch, E., Richardson, E., Ghorpade, S., Kwan, A.K., Kirk, J.L., Lehnherr, I., Swanson, H.K., 2011. Differences in mercury bioaccumulation between polar bears (Ursus maritimus) from the Canadian high- and sub-Arctic. Environmental Science and Technology 45, 5922–5928.

Steffen, A., Douglas, T., Amyot, M., Ariya, P., Aspmo, K., Berg, T., Bottenheim, J., Brooks, S., Cobbett, F., Dastoor, A., Dommergue, A., Ebinghaus, R., Ferrari, C., Gardfeldt, K., Goodsite, M.E., Lean, D., Poulain, A.J., Scherz, C., Skov, H., Sommar, J., Temme, C., 2008. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. Atmospheric Chemistry and Physics 8, 1445–1482.

Stein, J.E., Tilbury, K.L., Brown, D.W., Wigren, C.A., Meador, J.P., Robisch, P.A., Chan, S.-L., Varanasi, U., 1992. Intraorgan distribution of chemical contaminants in tissues of harbor porpoises (Phocoena phocoena) from the northwest Atlantic, in: United States Department of Commerce, N.T.M.N.-N.-. (Ed.), p. 76.

Stephens, C.R., Shepson, P.B., Steffen, A., Bottenheim, J.W., Liao, J., Huey, L.G., Apel, E., Weinheimer, A., Hall, S.R., Cantrell, C., Sive, B.C., Knapp, D.J., Montzka, D.D., Hornbrook, R.S., 2012. The relative importance of chlorine and bromine radicals in the oxidation of atmospheric mercury at Barrow, Alaska. Journal of Geophysical Research D: Atmospheres 117, D00R16, doi:10.1029/2011JD016641.

Stern, G.A., Macdonald, R.W., 2005. Biogeographic provinces of total and methyl mercury in zooplankton and fish from the Beaufort and Chukchi seas: Results from the SHEBA drift. Environmental Science and Technology 39, 4707–4713.

Stern, G.A., 2007. Temporal trends of mercury in beluga and walrus from the Canadian Arctic: Status in 2006/2007, Synopsis of Research Conducted under the 2006-2007 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, p. 226–242.

Stern, G.A., Macdonald, R.W., Outridge, P.M., Wilson, S., Chételat, J., Cole, A., Hintelmann, H., Loseto, L.L., Steffen, A., Wang, F., Zdanowicz, C., 2011. How does climate change influence arctic mercury? Science of the Total Environment 414, 22–42.

Stewart, D.L., Lockhart, W.L., 2005. An overview of the Hudson Bay marine ecosystem, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, p. vi + 487.

Stewart, D.B., Barber, D.G., 2010. The ocean-sea ice-atmosphere system of the Hudson Bay complex, in: Ferguson, S.H., Loseto, L.L., Mallory, M.L. (Eds.), A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay. Springer, p. 1–37.

Sunderland, E.M., Chmura, G.L., 2000. An inventory of historical mercury emissions in Maritime Canada: Implications for present and future contamination. Science of the Total Environment 256, 39–57.

Sunderland, E.M., Gobas, F.A.P.C., Heyes, A., Branfireun, B.A., Bayer, A.K., Cranston, R.E., Parsons, M.B., 2004. Speciation and bioavailability of mercury in well-mixed estuarine sediments. Marine Chemistry 90, 91–105.

Sunderland, E.M., Gobas, F.A.P.C., Branfireun, B.A., Heyes, A., 2006. Environmental controls on the speciation and distribution of mercury in coastal sediments. Marine Chemistry 102, 111–123.

Sunderland, E.M., Mason, R.P., 2007. Human impacts on open ocean mercury concentrations. Global Biogeochemical Cycles 21, GB4022, doi:4010.1029/2006GB002876.

Sunderland, E.M., Cohen, M.D., Selin, N.E., Chmura, G.L., 2008. Reconciling models and measurements to assess trends in atmospheric mercury deposition. Environmental Pollution 156, 526–535.

Sunderland, E.M., Krabbenhoft, D.P., Moreau, J.W., Strode, S.A., Landing, W.M., 2009. Mercury sources, distribution, and bioavailability in the North Pacific Ocean: Insights from data and models. Global Biogeochemical Cycles 23, GB2010, doi:2010.1029/2008GB003425.

Sunderland, E.M., Dalziel, J., Heyes, A., Branfireun, B.A., Krabbenhoft, D.P., Gobas, F.A.P.C., 2010. Response of a macrotidal estuary to changes in anthropogenic mercury loading between 1850 and 2000. Environmental Science and Technology 44, 1698–1704.

Sunderland, E.M., Amirbahman, A., Burgess, N.M., Dalziel, J., Harding, G., Jones, S.H., Kamai, E., Karagas, M.R., Shi, X., Chen, C.Y., 2012. Mercury sources and fate in the Gulf of Maine. Environmental Research, 119, 27-41.

Swanson, H.K., Gantner, N., Kidd, K.A., Muir, D.C.G., Reist, J.D., 2011. Comparison of mercury concentrations in landlocked, resident, and searun fishes (Salvelinus spp.) from Nunavut, Canada. Environmental Toxicology and Chemistry 30, 1459–1467.

Thompson, J.A.J., Macdonald, R.W., Wong, C.S., 1980. Mercury geochemistry in sediments of a contaminated fjord of coastal British Columbia. Geochemical Journal 14, 71–82.

Twining, B.S., Fisher, N.S., 2004. Trophic transfer of trace metals from protozoa to mesozooplankton. Limnology and Oceanography 49, 28–39.

Vander Zanden, M.J., Fetzer, W.W., 2007. Global patterns of aquatic food chain length. Oikos 116, 1378–1388.

Varanasi, U., Stein, J.E., Tilbury, K.L., Meador, J.P., Sloan, C.A., Clark, R.C., Chan, S.L., 1994. Chemical contaminants in gray whales (Eschrichtius robustus) stranded along the west coast of North America. Science of the Total Environment 145, 29–53.

Wagemann, R., S. Innes, S., Richard, P.R., 1996. Overview and regional and temporal differences of heavy metals in Arctic whales and ringed seals in the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 186, 41–67.

Wagemann, R., Trebacz, E., Boila, G., Lockhart, W.L., 1998. Methylmercury and total mercury in tissues of arctic marine mammals. Science of the Total Environment 218, 19–31.

Wang, W.X., Wong, R.S.K., 2003. Bioaccumulation kinetics and exposure pathways of inorganic mercury and methylmercury in a marine fish, the sweetlips Plectorhinchus gibbosus. Marine Ecology Progress Series 261, 257–268.

Wayland, M., Gilchrist, H.G., Neugebauer, E., 2005. Concentrations of cadmium, mercury and selenium in common eider ducks in the eastern Canadian arctic: Influence of reproductive stage. Science of the Total Environment 351, 323-332.

Wayland, M., Alisauskas, R.T., Kellett, D., Traylor, J., Swoboda, C., Neugebauer, E., Mehl, K., 2007. Year-to-year correlations in blood metal levels among individuals of two species of North American sea ducks. Environmental Pollution 150, 329-337.

Wayland, M., Alisauskas, R.T., Kellett, D.K., Mehl, K.R., 2008. Trace element concentrations in blood of nesting king eiders in the Canadian Arctic. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 55, 683-690.

Whalin, L., Kim, E.H., Mason, R., 2007. Factors influencing the oxidation, reduction, methylation and demethylation of mercury species in coastal waters. Marine Chemistry 107, 278–294.

Wiener, J.G., Krabbenhoft, D.P., Heinz, G.H., Scheuhammer, A.M., 2003. Ecotoxicology of mercury, in: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, G.A., Cairns, J. (Eds.), Handbook of Ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Raton, p. 409–463.

Young, B.G., Loseto, L.L., Ferguson, S.H., 2010. Diet differences among age classes of Arctic seals: evidence from stable isotope and mercury biomarkers. Polar Biology 33, 153–162.

Zeller, D., Booth, S., Pakhomov, E., Swartz, W., Pauly, D., 2011. Arctic fisheries catches in Russia, USA, and Canada: baselines for neglected ecosystems. Polar Biology, 1–19.

Zitko, V., Finlayson, B.J., Wildish, D.J., Anderson, J.M., Kohler, A.C., 1971. Methylmercury in freshwater and marine fishes in New Brunswick, in the Bay of fundy, and on the Nova Scotia banks. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 28, 1285–1291.

Chapitre 8:

Influences des activités anthropiques sur le transport, la méthylation et la bioaccumulation du mercure



Coordinateur principal : Marc Lucotte

Coauteurs : Linda Campbell, Meredith Clayden, Chris Eckley, Reed Harris, Mark Kelly, Karen Kidd, David Lean, Matthieu Moingt, Serge Paquet, Ravinder Pannu, Michael Parsons, Mike Paterson

TABLE DES MATIÈRES

8.1 INTRODUCTION	425
8.2 AFFECTATION DES TERRES ET CHANGEMENTS D'AFFECTATION DES TERRES	425
8.2.1 Perturbations forestières	425
8.2.1.1 Déforestation et exploitation forestière	
8.2.1.2 Incendies de forêt	
8.2.2 Réservoirs	
8.2.2.1 Niveaux de mercure dans le biote	
des réservoirs	428
8.2.2.2 Lixivation du mercure et mercure issu de l'érosion des sols inondés	432
8.2.2.3 Méthylation du mercure dans les réservoirs	432
8.2.2.4 Évolution temporelle de la dynamique du mercure dans les réservoirs	433
8.2.3 Modifications des terres humides	434
8.2.4 Sites contaminés	436
8.2.4.1 Flux du mercure dans le sol de Flin Flon	436
8.2.4.2 Résidus miniers	437
8.2.5 Modifications de la dynamique des réseaux trophiques	440
8.2.5.1 Ajout d'espèces	441
8.2.5.2 Retrait d'espèces	443
8.2.6 Zones urbaines	445
8.2.6.1 Dépôts de mercure sur des surfaces urbaines	446
8.2.6.2 Émissions de mercure provenant de surfaces urbaines	446
8.2.6.3 Mercure dans les eaux de ruissellement urbaines	449
8.2.6.4 Méthylation du mercure dans les zones urbaines	449
8.2.7 Agriculture	451
8.3 EUTROPHISATION	
8.3.1 Eutrophisation des terres humides	
8.3.2 Eutrophisation causée par l'aquaculture	
8.3.3 Eutrophisation déclenchée par l'agriculture	455
8.3.4 Urbanisation et eutrophisation	456
8.4 ACIDIFICATION	457
8.4.1 Effets de l'acidification sur le cycle biogéochimique du mercure dans les eaux de surface	458
8 4 2 Effets de l'acidification sur le mercure dans le hiote	

8.5 CHANGEMENTS CLIMATIQUES	460
8.5.1 Changements climatiques du siècle dernier au Canada	460
8.5.2 Changements climatiques anticipés au Canada	465
8.5.3 Interactions potentielles entre le climat et le mercure	466
8.5.3.1 Modification de la dynamique atmosphérique du mercure sous l'effet des changements climatiques	466
8.5.3.2 Modification de la dynamique terrestre du mercure sous l'effet des changements climatiques	467
8.5.3.3 Modification de la dynamique aquatique du mercure sous l'effet des changements climatiques	469
8.5.3.4 Modification de la dynamique du mercure et des réseaux alimentaires aquatiques sous l'effet des changements climatiques	470
8.6 CONCLUSIONS	471
8.6.1 Exploitation forestière	472
8.6.2 Retenues dans des réservoirs	
8.6.3 Activités minières	473
8.6.4 Modification des réseaux trophiques	474
8.6.5 Eutrophisation	474
8.6.6 Émissions	474
8.6.7 Changements climatiques	475
8 7 RÉFÉRENCES	476

8.1 INTRODUCTION

La présence de mercure (Hg) dans les environnements terrestres et aquatiques du Canada s'est accrue considérablement depuis le début de l'ère industrielle. Une partie des augmentations de concentrations de mercure dans le biote aquatique pourrait être directement attribuable à des rejets ponctuels de ce métal lourd dans l'environnement ainsi qu'au dépôt par diffusion atmosphérique de ce contaminant directement dans le système aquatique ou à la suite de son transport dans le bassin versant. Par ailleurs, plusieurs activités anthropiques non liées aux charges de mercure ainsi que des changements environnementaux d'origine anthropique pourraient aussi influencer le transport, la méthylation et la bioaccumulation du mercure dans les organismes aquatiques. Les facteurs anthropiques pourraient non seulement modifier la biodisponibilité du mercure anthropique rejeté récemment, mais aussi celle du mercure naturel déjà présent dans l'environnement, normalement dans des conditions non réactives et non perturbées. Le présent chapitre vise à décrire les effets connus sur le cycle du mercure de plusieurs facteurs anthropiques, notamment l'affectation des terres et les changements d'affectation des terres, l'eutrophisation, l'acidification et les changements climatiques, et à prévoir les conséquences des activités humaines actuelles sur la dynamique future du mercure.

8.2 AFFECTATION DES TERRES ET CHANGEMENTS D'AFFECTATION DES TERRES

8.2.1 Perturbations forestières

8.2.1.1 Déforestation et exploitation forestière

Les études sur les effets de la déforestation massive en Amazonie ont d'abord lié l'élimination du couvert forestier à la remobilisation du mercure présent naturellement dans les bassins versants vers les systèmes aquatiques de bas de pente (Roulet *et al.*, 1999, 2000). Farella *et al.* (2006) ont examiné 247 carottes de sol et calculé que les premiers

50 cm des sols sablonneux et argileux de la région ont perdu environ 10 % et 20 %, respectivement, de leur teneur en mercure après 20 années de déforestation. Farella et al. (2001, 2006) ont démontré qu'après avoir perdu leur couvert forestier, les sols exposés perdent rapidement leur mince couche de sol organique et que le mercure est lié à cette couche. Après quelques années sans couvert forestier, les matières organiques des couches plus profondes sont également progressivement érodées avec le mercure adsorbé en complexes humiques d'oxydes d'aluminium et de fer. Sampaio et al. (2009) ont présenté une analyse factorielle positive du taux de déforestation de l'ensemble des bassins versants par rapport aux concentrations de mercure dans la chair de 10 espèces de poisson fréquemment consommées par les populations locales. Ces auteurs ont démontré que les poissons qui vivent en aval d'un bassin versant dont la surface est déboisée à 60 % accumulent en moyenne 20 % plus de mercure dans leur chair que les poissons qui vivent dans des milieux naturels vierges.

Dans le domaine de forêts boréales de Fenno-Scandinavie, on a démontré que les pratiques forestières de coupe à blanc, d'exploitation sélective et de régénération augmentent significativement les flux de mercure et de méthylmercure émanant des bassins versants vers les lacs expérimentaux (Vuori, Siren et Luotonen, 2003, Porvari et al., 2003, Munthe et al., 2004, Bishop et al., 2009, Sørensen et al., 2009). Ce résultat est plus souvent observé aux endroits où les eaux de ruissellement comportent naturellement de faibles concentrations de méthylmercure et de carbone organique dissous (COD). Les augmentations des concentrations de mercure total (THg) et de méthylmercure (MeHg) observées dans les eaux de ruissellement des aires de coupe semblent être corrélées avec le degré de perturbation des sols. De même on a constaté une augmentation des charges de sulfate et de carbone organique dissous dans les lacs touchés par l'exploitation forestière (Garcia et Carignan, 1999, 2005). Dans une série de lacs expérimentaux du Québec qui sont touchés par des activités d'exploitation forestière, les augmentations des concentrations de mercure et de méthylmercure dans le zooplancton pourraient être attribuables aux effets combinés de charges de mercure accrues, de conditions plus favorables à la méthylation du mercure

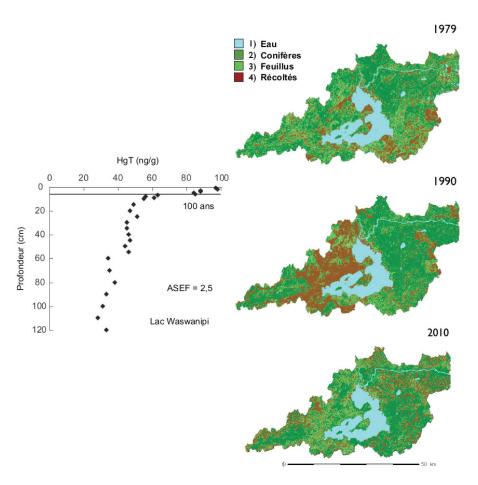


FIGURE 8.1 Profil du mercure dans les sédiments du lac Waswanipi (Moyen-Nord québécois, à gauche). Zones de sols nus attribuables aux activités d'exploitation forestière dans le bassin versant du lac Waswanipi en 1976, 1990 et 2010 (à droite).

et de modifications des communautés algales (Planas et al., 2000; Garcia et Carignan, 1999). Dans la même région, Garcia et Carignan (2000, 2005) ont rapporté des niveaux de mercure total plus élevés dans quatre espèces de poissons (dont le grand brochet et le doré jaune). Ils ont attribué le doublement des concentrations de mercure dans le poisson de neuf lacs touchés par l'exploitation par rapport aux 20 lacs de référence à la disponibilité accrue du mercure à la base de la chaîne alimentaire [les observations ont été réalisées dans de petits lacs tributaires expérimentaux d'une superficie de 0,2 à 0,8 km²].

Les vastes lacs des forêts boréales sont généralement caractérisés par des ratios élevés de la zone de bassin versant par rapport à la superficie des plans d'eau (Kalff, 2002). Par conséquent, la majeure partie du mercure qui entre dans le système aquatique

voyage depuis des années, parfois même des dizaines d'années, dans le bassin versant des lacs (Schroeder et Munthe, 1998, Grigal, 2002, Harris et al., 2007). Le transport du mercure des bassins versants aux systèmes aquatiques est dominé par l'intensité et la nature des flux de matières organiques terrestres vers les systèmes aquatiques en raison de la forte capacité des matières organiques à se lier au mercure (Kolka et al., 1999, Grigal, 2002, Sanei et Goodarzi, 2006, Ouellet et al., 2009, Teisserenc et al., 2011). L'exploitation forestière à grande échelle dans un bassin versant donné modifie la quantité et la qualité des matières organiques terrestres transférées aux lacs (Carignan, D'Arcy et Lamontagne, 2000). Par conséquent, Bishop et al. (2009) ont posé l'hypothèse que ces types d'activités anthropiques pourraient avoir d'importantes répercussions sur les flux de mercure vers les lacs ainsi que sur la

TABLEAU 8.1 Modèles de régression linéaire de Lucotte et al. (2012) prédisant les concentrations de mercure dans le poisson selon l'âge des poissons à la longueur standard de 375 mm pour le doré jaune (L_{375}) [équations 1 et 2] et à la longueur standard de 675 mm pour le grand brochet (L_{675}) [équations 3 à 5] en tenant compte des variables géomorphologiques, de la végétation présente dans le bassin versant, des activités anthropiques, des variables climatiques et des dépôts acides

Modèle	Variable dépendante	Régression	N ^{bre}	R ² corrigé	Écart type résiduel
1	Log ₁₀ Hg L ₃₇₅	$6,23\pm0,52+0,06\pm0,007$ Âge L $_{375}$ $-0,08\pm0,01$ LAT $-0,039\pm0,009$ PP20 $-0,013\pm0,006$ TH $+0,008\pm0,004$ SN	51	0,79	0,08
2	Âge L ₃₇₅	1,89±0,82 - 0,34±0,09 TH3 + 0,10±0,03 ZT + 0,05±0,02 MD	51	0,47	1,49
3	$Log_{10}HgL_{675}$	$2,50\pm0,18-0,10\pm0,02\ PM-0,015\pm0.003\ BH/$ SL + 0,13±0,02 Âge L ₆₇₅ + 0,16±0,03 TA3	36	0,70	0,13
4	Âge L ₆₇₅	$7,59\pm0,20-0,43\pm0,10$ PP20+ $-0,08\pm0,02$ FM $-0,69\pm0,13$ TA3	36	0,74	0,65
5	Âge L ₆₇₅	5,97±0,35 + 0,016±0.004 SA - 0,44±0,13 PP20	36	0,64	0,77

LAT: latitude (degrés); BH: bassin hydrographique (km²); SL: superficie du lac (km²); PM: pente moyenne du bassin versant du lac (%); PP20: pourcentage de pentes de plus de 20 % dans le bassin (%); SA: pourcentage de substrat argileux dans le bassin hydrographique; MD: pourcentage du bassin hydrographique couvert par des forêts de conifères sur des sols mal drainés; FM: pourcentage du bassin hydrographique couvert par des forêts mixtes comptant moins de 50 % de peuplements de conifères; ZT: pourcentage de terres humides dans une zone tampon de 1 km autour du lac; SN: pourcentage de sols nus dans le bassin hydrographique (principalement des zones récemment déboisées); TA3: température moyenne annuelle sur 3 ans; TH: température hivernale moyenne d'un hiver; TH3: température hivernale moyenne de 3 hivers consécutifs.

biodisponibilité du mercure. Par exemple, Petit et al. (2010) ont constaté que l'exploitation forestière avait une influence plus significative que les activités minières sur la biodisponibilité potentielle du mercure dans les lacs touchés par l'exploitation minière de la région de Chibougamau, au Québec, Les sédiments de lacs présentant des concentrations de mercure très élevées près des résidus miniers ne semblent pas constituer un milieu adéquat pour la méthylation du mercure. Au contraire, les sédiments des mêmes lacs se trouvant plus loin des résidus miniers et recevant des matières organiques terrestres en raison d'activités d'exploitation forestière réalisées à proximité offrent un milieu propice à la méthylation. Dans une série de vastes lacs moyennement nordiques du Québec, Moingt et al. (2014) ont constaté que des activités d'exploitation forestière intensive ne se traduisent pas nécessairement par des augmentations considérables des flux de mercure dans les bassins versants (figure 8.1). La plupart des lacs touchés par l'exploitation forestière étudiés affichent des facteurs d'enrichissement anthropique des sédiments qui vont

de 2,5 à 3, ce qui constitue une valeur caractéristique de l'augmentation des émissions atmosphériques de mercure de notre hémisphère au cours du siècle dernier et n'indique aucune influence de l'exploitation forestière sur le transfert du mercure des bassins versants vers les lacs.

Dans le cadre d'une étude statistique complète réalisée entre 1976 et 2011, Lucotte *et al.* (2012) ont compilé des données sur le poisson, le climat et la biogéographie de 90 lacs du Moyen-Nord québécois et examiné 44 variables potentielles. Les résultats démontrent que l'exploitation forestière intensive (coupe à blanc sur plus de 25 % du bassin versant en 20 ans) est une variable corrélée à des niveaux de mercure supérieurs dans la chair du doré jaune, mais non avec les niveaux de mercure dans le brochet (explique seulement 2 % des variations de mercure observées dans le doré jaune; r² corrigé = 0,79, tableau 8.1). L'influence des activités d'exploitation forestière sur les concentrations de mercure dans le poisson a été masquée par d'autres variables

environnementales qui agissent de concert pour augmenter les concentrations de mercure ou au contraire, pour lutter contre ces augmentations. Des circonstances environnementales particulières peuvent se combiner aux activités d'exploitation forestière pour augmenter encore plus les importantes concentrations de mercure dans le doré jaune, par exemple, des conditions climatiques plus fraîches et plus sèches (voir la section 8.5).

8.2.1.2 Incendies de forêt

Des modifications importantes de l'utilisation des terres, comme des incendies de forêt, pourraient survenir en raison de changements climatiques à long terme ou de déboisements délibérés (voir la section 8.5). Les incendies de forêt modifient le flux d'éléments nutritifs et l'hydrologie du bassin versant. En conséquence, les réseaux alimentaires aquatiques des bassins versants touchés par des incendies peuvent subir des modifications. Le plus souvent, les changements semblent être associés à la productivité accrue occasionnée par la grande quantité d'éléments nutritifs qui se retrouvent dans le lac après avoir été libérés par la combustion du sol et des arbres (Planas et al., 2000; Kelly et al., 2006; Garcia et Carignan, 1999, 2000, 2005; Allen et al. 2005). Allen et al. (2005) ainsi que Garcia et Carignan (2000) ont relevé dans les poissons et les macroinvertébrés des lacs dont le bassin versant a été brûlé des concentrations de mercure total moindre que dans les lacs de référence. Ils ont attribué cette diminution à la dilution accrue de la biomasse découlant des efflorescences algales. Néanmoins, Kelly et al. (2006) ont relevé plus de mercure dans le poisson d'un lac de montagne à la suite d'un incendie et, dans ce cas-ci, les auteurs ont attribué cette augmentation à un afflux de mercure libéré dans le lac et au réseau trophique modifié par l'augmentation des concentrations de mercure dans les proies. De tels résultats contradictoires démontrent que la structure et les modifications du réseau trophique sont des facteurs importants influençant le mode de bioaccumulation du mercure dans le biote, mais que la chimie des lacs et le potentiel de méthylation ne peuvent être ignorés. En Amazonie, Farella et al. (2006) ont démontré que les apports massifs de cendres à la suite du brûlage des forêts tropicales pour faire place à l'agriculture de

subsistance et à l'agriculture extensive correspondent au soudain enrichissement en cations basiques des sols. Cet enrichissement a occasionné une compétition pour les sites d'adsorption entre le mercure et les cations, ce qui a entraîné la mobilité du mercure et son érosion vers les systèmes aquatiques.

8.2.2 Réservoirs

La création de réservoirs est souvent associée à des concentrations accrues de méthylmercure dans le poisson et d'autres biotes (Bodaly et al., 2007; Schetagne et Verdon, 1999). La consommation de poissons contaminés au mercure provenant des réservoirs constitue une préoccupation, particulièrement dans le nord du Canada. Le Canada compte plus de 200 barrages de plus de 15 mètres qui représentent une augmentation de 861 km³ de la capacité de stockage par rapport aux plans d'eau d'origine (Lehner et al., 2011). La plupart des grands réservoirs canadiens ont été construits aux fins de production d'hydroélectricité, mais quelques-uns ont été érigés à des fins de protection contre les inondations, d'irrigation, d'approvisionnement en eau et d'activités récréatives (Lee et al., 2011). Aucun inventaire des barrages de moins de 15 m n'est maintenu, mais il en existe aussi. À l'heure actuelle, on planifie de nouveaux aménagements hydroélectriques canadiens, de sorte que la capacité de production hydroélectrique du Canada pourrait être augmentée de 20 % d'ici 2020 (Hughes et Chaudhry, 2011).

8.2.2.1 Niveaux de mercure dans le biote des réservoirs

À la suite de rapports préliminaires des États-Unis faisant état de changements dans les concentrations de mercure du poisson dans les réservoirs (Stokes et Wren, 1987), on a entrepris plusieurs études au Canada afin de documenter les changements à long terme des concentrations en mercure du poisson après la retenue. La majorité du mercure trouvé dans le poisson correspond habituellement à du méthylmercure [plus de 90 %] (Bloom, 1992). Selon l'enregistrement sur 35 ans des données de 13 réservoirs du nord du Manitoba, on a observé des augmentations des concentrations moyennes

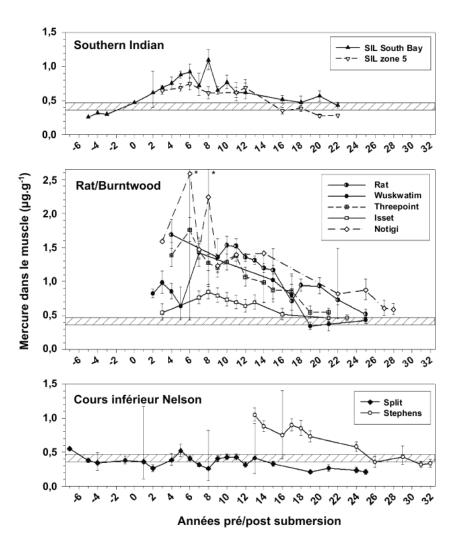


FIGURE 8.2 Évolution temporelle des concentrations de mercure dans la chair du grand brochet dans trois réservoirs hydroélectriques du nord du Manitoba. Reproduit avec permission de Bodaly *et al.* 2007.

normalisées de mercure chez toutes les espèces durant les premières décennies de la submersion [figure 8.2] (Bodaly et al., 2007; Bodaly et al., 1984; Hecky et al., 1991). Les concentrations de mercure dans le grand corégone (350 mm) sont passées de 0,06 à 0,14 μg/g⁻¹ avant la retenue à un maximum de $0.2 \text{ à } 0.4 \text{ µg/g}^{-1}$ en poids humide. Chez le grand brochet et le doré jaune (400 mm), les concentrations moyennes maximales s'établissent à 0,7 et 2,6 µg/g⁻¹ en poids humide, dépassant la limite de commercialisation de 0,5 µg/g⁻¹ en poids humide (Bodaly et al., 2007). Les concentrations de mercure du poisson culminent généralement de deux à huit ans après la retenue, puis reviennent aux concentrations de fond en 10 à 23 ans. Dans les réservoirs du nord du Québec, les concentrations moyennes de mercure

dans le grand corégone (longueur normalisée de 400 mm) et le brochet (longueur normalisée de 700 mm) dépassent 0,5 µg/g⁻¹ en poids humide et 3,0 µg/g⁻¹ en poids humide, respectivement. Ces quantités représentent de trois à sept fois celles qu'on retrouve dans des conditions naturelles [figure 8.3] (Schetagne et Verdon, 1999; Morrison et Thérien, 1995; Verdon et al., 1991). Les concentrations maximales ont été observées de 10 à 13 ans après la retenue et les délais de retour à des concentrations comparables à celles des poissons des lacs naturels avoisinants s'établissent à plus de 20 ans pour les poissons prédateurs. À Terre-Neuve-et-Labrador, les concentrations de mercure dans l'omble de fontaine, l'omble chevalier et la ouananiche (sous-espèce du saumon de l'Atlantique confinée aux eaux intérieures)

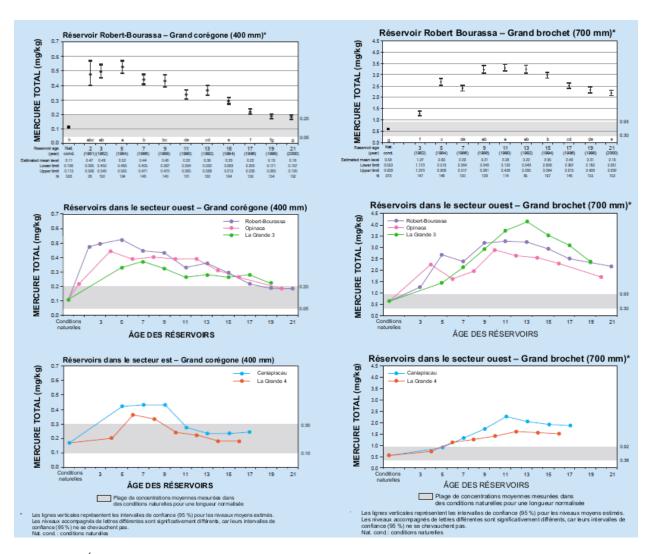


FIGURE 8.3 Évolution temporelle des concentrations de mercure dans le grand corégone (en haut) et le grand brochet (en bas) dans quatre réservoirs hydroélectriques du nord du Québec. Figures par Roger Schetagne, Hydro Québec.

étaient de 2,5 à 3 fois plus élevées dans les réservoirs que dans les lacs naturels. On a observé dans certains cas un délai de retour aux concentrations de mercure d'avant la retenue dépassant les 21 ans (Anderson et al., 1995; Scruton et al., 1994; French et al., 1998). De plus, on observe souvent des concentrations de mercure élevées dans le poisson des rivières et les lacs en aval des nouveaux réservoirs, en partie parce que le poisson est exposé à de l'eau et à des organismes proies à haute teneur en méthylmercure exportées des réservoirs en amont (Schetagne et al., 2000; Verdon et al., 1991; Bodaly et al., 2007).

Bien que la documentation soit moins complète que pour le poisson, il existe tout de même de solides preuves selon lesquelles la retenue influe sur le méthylmercure dans l'ensemble du réseau alimentaire aquatique. Des données exhaustives sur les réservoirs du Canada ont été obtenues grâce à des études réalisées dans le nord du Québec où l'on a constaté des concentrations de méthylmercure élevées dans l'eau (Lucotte et al., 1999a; Montgomery et al., 2000), le seston [qui comprend le phytoplancton] (Tremblay et al., 1998b; Plourde, Lucotte et Pichet, 1997, Montgomery et al., 2000), le zooplancton (Tremblay et al., 1995; Tremblay et al., 1998b; Plourde et al., 1997) et les invertébrés benthiques (Tremblay et Lucotte, 1997; Tremblay et al., 1996a, 1996b, 1998a, 1999). Dans les réservoirs expérimentaux de la région des lacs expérimentaux au nord-est de

l'Ontario, on a également constaté une augmentation des concentrations de méthylmercure dans l'eau, le seston, le zooplancton et les invertébrés benthiques de tous les milieux à la suite de la création d'un réservoir (Hall et al., 2009; St. Louis et al., 2004; Paterson et al., 1998; Hall et al., 1998). Comme dans le cas du poisson, la teneur en méthylmercure des invertébrés et des autres biotes demeure élevée pendant plus de dix années (St. Louis et al., 2004: Hall et al., 2009; Tremblay, 1999; Bodaly et al., 1997) et les oiseaux et mammifères qui vivent dans le réservoir ou à proximité de celui-ci peuvent aussi être touchés. DesGranges et al. (1998) ont constaté que les concentrations de mercure pouvaient être jusqu'à cinq fois plus élevées dans les Balbuzards pêcheurs recueillis près des réservoirs du Québec que dans ceux recueillis près des lacs naturels de la région. Les exportations de méthylmercure dans les insectes émergents des réservoirs expérimentaux de la région des lacs expérimentaux ont mené à l'augmentation des concentrations de mercure dans les hirondelles insectivores (Gerrard et St. Louis, 2001). Enfin, les loutres de rivière recueillies dans des bassins versants contenant un barrage en Nouvelle-Écosse présentaient des concentrations de mercure total dans la fourrure trois fois plus élevées que celles des loutres vivant dans des bassins versants sans barrage (Spencer et al., 2011).

Au Canada, les enregistrements existants de modifications à long terme des concentrations de mercure et de méthylmercure proviennent principalement des grands réservoirs de la région boréale. Des preuves considérables laissent supposer que les poissons provenant des réservoirs hors de la région boréale sont également touchés. Les concentrations de mercure dans le poisson ont augmenté après la construction des réservoirs Rafferty-Alameda et Cookson dans le sud de la Saskatchewan (Stolte et Sadar, 1998; Waite et al., 1980) ainsi que dans un réservoir d'irrigation nouvellement construit dans le sud de l'Alberta (Brinkmann et Rasmussen, 2010). Baker (1999) a conclu que les concentrations de mercure dans le grand corégone provenant des réservoirs de Colombie-Britannique sont élevées comparativement à ce qu'on observe dans les lacs naturels. De même, les observations provenant d'autres pays donnent à

penser que les concentrations de mercure dans le poisson augmentent dans les nouveaux réservoirs sous une grande diversité de conditions. Des hausses de la teneur en mercure dans le poisson ont été observées à la suite de la création de réservoirs dans des régions boréales d'Europe (Lodenius et al., 1983; Verta et al., 1986; Porvari, 1998; Surmo-Aho et al., 1986), dans des pays tropicaux (Fearnside, 2005; Hylander et al., 2006; Jin et al., 1999; Tuomola et al., 2008; Zhang et al., 2007; Yingcharoen et Bodaly, 1993; Aula et al., 1994) et dans les régions tempérées des États-Unis (Cox et al., 1979; Kamman et al., 2005). Inversement, de très faibles niveaux de mercure ont été signalés dans le biote de réservoirs chinois nouvellement créés (Yao et al., 2011; Yan et al., 2010). Plusieurs études semblent indiquer que la création de réservoirs, petits ou grands, influe sur les niveaux de méthylmercure. Par exemple, Brinkmann et Rasmussen (2010) et Brigham et al. (2002) ont noté des augmentations des concentrations de méthylmercure dans l'eau et le poisson de petits réservoirs d'irrigation et de retenue des crues (moins de 3 000 ha). Les concentrations de méthylmercure dans l'eau, le zooplancton, les invertébrés benthiques et le poisson ont augmenté considérablement à la suite de la création de plusieurs petits réservoirs expérimentaux (de 0,5 à 17 ha) dans la région des lacs expérimentaux (Hall et al., 1998; Hall et al., 1999; St. Louis et al., 2004; Hall et al., 2005).

Les étangs de castors constituent un type particulier de petits réservoirs. Les étangs de castors présentent souvent des concentrations de méthylmercure plus élevées dans le débit sortant que dans le débit entrant, ce qui laisse présumer qu'il existe peut-être des exportateurs de méthylmercure vers les écosystèmes en aval (Roy et al., 2009a, 2009b; Driscoll et Holsapple, 1998). Comme dans le cas des réservoirs artificiels, les augmentations de méthylmercure les plus importantes surviennent dans les étangs de castors construits depuis moins de dix ans (Roy et al., 2009a). Les populations de castors sont en croissance depuis qu'ont pris fin, dans de nombreuses régions d'Amérique du Nord, les activités de piégeages à grande échelle qui avaient grandement réduit leur nombre au XIX^e siècle (Hood et Bayley, 2008; Naiman et al., 1994), ce qui laisse supposer une augmentation de leur influence sur le cycle du mercure dans l'écosystème.

8.2.2.2 Lixivation du mercure et mercure issu de l'érosion des sols inondés

La lixiviation du mercure inorganique et du méthylmercure provenant des sols et de la végétation inondés pourrait contribuer aux niveaux élevés de mercure dans les nouveaux réservoirs, en particulier pendant les premiers stades de la retenue. Des études du bilan massique des réservoirs expérimentaux de la région des lacs expérimentaux indiquent que les flux de mercure inorganique augmentent pendant un à trois ans après la retenue initiale, en conséquence de la lixiviation et de la décomposition des matières organiques inondées (St. Louis et al., 2004; Hall et al., 2005). Les expériences du sac à déchets et de l'enclos ont aussi démontré que les concentrations de mercure de la végétation inondée diminuent après la submersion, indiquant des pertes dans l'eau sus-jacente (Heyes et al., 1998; Hall, St. Louis et Bodaly, 2004; Hall et St. Louis, 2004; Thérien et Morrison, 1999b).

Les régions à proximité des rives de grands réservoirs sont souvent exposées à l'action des vagues, tout comme à l'abaissement du niveau d'eau et au remplissage annuels, qui favorisent l'érosion et le transport des sédiments vers le point le plus bas (Houel *et al.*, 2006; Mucci *et al.*, 1995; Hecky et

McCullough, 1984). Les plus hautes concentrations de mercure dans les sols terrestres sont généralement observées près de la surface (Grondin *et al.*, 1995, Lucotte *et al.*, 1999c) et ces couches de sols sont sujettes à l'érosion au moment de la retenue (Louchouarn *et al.*, 1993). Les matières organiques de nouveau en suspension dans les réservoirs sont souvent enrichies de méthylmercure, contrairement aux matières en suspension dans les lacs naturels, et peuvent constituer une source de méthylmercure pour le zooplancton, ainsi que pour les invertébrés et autres organismes filtreurs benthiques (Tremblay *et al.*, 1995, 1997; Tremblay, 1999).

8.2.2.3 Méthylation du mercure dans les réservoirs

Il existe des preuves considérables selon lesquelles la plus grande cause de la teneur élevée en méthylmercure des nouveaux réservoirs serait la méthylation accrue du mercure. Ces preuves sont particulièrement probantes en ce qui concerne le mercure stocké dans les sols et la végétation inondée. Dans le cadre d'expériences sur des écosystèmes entiers réalisées dans la région des lacs expérimentaux, la création de petits réservoirs expérimentaux a occasionné de fortes augmentations

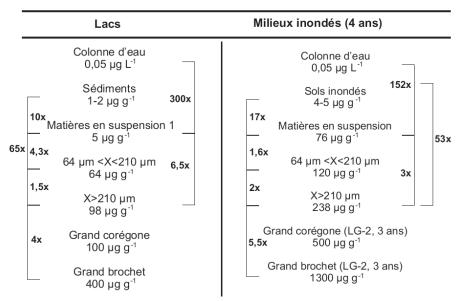


FIGURE 8.4 Facteurs de bioamplification du méthylmercure dans les chaînes alimentaires des lacs comparativement à celles des réservoirs (de Montgomery, Lucotte et Cournoyer, 2000)

des taux nets de méthylmercure de l'écosystème (Kelly et al., 1997; St.Louis et al., 2004). Les augmentations du mercure total étaient proportionnellement plus petites que celles du méthylmercure, ce qui prouve que la méthylation du mercure est grandement accrue à l'échelle de l'écosystème. Dans ces réservoirs, les masses de méthylmercure dans la végétation et les sols inondés ont augmenté de 9 à 70 fois au cours des premières années de la submersion, ce qui indique aussi une augmentation de la méthylation (Kelly et al., 1997; Hall et al., 2005; Bodaly et al., 2004). Dans les réservoirs du nord du Québec, les concentrations de méthylmercure et de mercure total sont plus élevées dans les nouveaux réservoirs que dans les systèmes naturels, mais les augmentations sont beaucoup plus imposantes dans le cas du méthylmercure (Lucotte et al., 1999b). Dans le réservoir LG-2 du nord du Québec. on a constaté que le pourcentage de méthylmercure dans les carottes de sédiments est passé de moins de 1 % à plus de 10 % et s'est déplacé plus en profondeur, semblant indiquer une production accrue de méthylmercure (Lucotte et al., 1999b). En outre, les organismes à la base de la chaîne alimentaire aquatique jouent un rôle essentiel dans le transfert du méthylmercure vers les niveaux trophiques supérieurs. Montgomery et al. (2000) ont démontré que la quantité accrue de bactéries fixées aux particules dans les réservoirs boréaux constitue une source importante de méthylmercure pour les organismes qui se situent à la base de la chaîne alimentaire. Ce méthylmercure est par la suite transféré dans les organismes des niveaux supérieurs, ce qui entraîne, pour les mêmes espèces de poisson, des concentrations de méthylmercure plus élevées comparativement aux lacs naturels avoisinants (figure 8.4).

Les modifications des taux nets de production de méthylmercure représentent le rapport entre la méthylation et la déméthylation, dans un contexte où les deux processus sont potentiellement influencés par la création d'un réservoir. La méthylation du mercure est principalement induite par les bactéries sulfatoréductrices dans des conditions anoxiques, tandis que la déméthylation survient principalement par des voies oxydatives microbiennes et par photodégradation (Ullrich et al., 2001; Winfrey et Rudd, 1990; Benoit et al., 2003; Hintelmann, 2010). La création de nouveaux réservoirs entraîne

généralement l'inondation de vastes zones de végétation terrestre qui mourra subséquemment. stimulant l'activité de décomposition et l'activité des microbes, y compris les bactéries responsables de la méthylation (Kelly et al., 1997; Hall et al., 2004; Hall et St. Louis, 2004; Hecky et al., 1991; Thérien et Morrison, 1999b; Morrison et Thérien, 1994). Fait intéressant, Yao et al. (2011) et Yan et al. (2010) attribuent les très faibles niveaux de mercure dans les biotes des réservoirs chinois nouvellement créés à la très faible quantité de matières organiques biodégradables présente dans les sols inondés. Plusieurs études en laboratoire et dans des enclos ont démontré, à la suite d'ajouts de sols et de végétation terrestres, des augmentations nettes du méthylmercure total (Hall et St.Louis, 2004; Hall, St.Louis et Bodaly, 2004; Hecky et al.. 1991; Heyes et al., 1998; Thérien et Morrison, 1999b) ou des augmentations des rapports méthylationdéméthylation déterminés au moyen des radioisotopes du mercure (Hecky et al., 1991; Bodaly et al., 1987). La décomposition des matières organiques dans la zone inondée a également augmenté le taux de la demande d'oxygène et rendu anoxigues en grande proportion les nouveaux réservoirs (Tuomola et al., 2008; Mouchet, 1984; Schallenberg, 1993; Lucotte et al., 1999b; Hylander et al. 2006). Par ailleurs, la décomposition peut augmenter les flux d'éléments nutritifs qui améliorent la production primaire par le phytoplancton et le périphyton. Cette augmentation fournit plus de substrat pour la méthylation du mercure et pourrait influencer les conditions redox dans l'eau et les sédiments (Lucotte et al., 1999b; Feng et al., 2009; Meng et al., 2010).

8.2.2.4 Évolution temporelle de la dynamique du mercure dans les réservoirs

Même si la création de nouveaux réservoirs se solde habituellement par des concentrations accrues de méthylmercure dans l'eau, le poisson et les autres biotes, il existe d'importants écarts entre les réservoirs sur le plan de l'ampleur et de la durée (p. ex. comparer les figures 8.2 et 8.3). Un nombre déconcertant d'interactions et de facteurs potentiels pourraient être à l'origine de ces modifications, notamment les variations des taux de méthylation du mercure causées par les différences de quantité et de qualité

des matières organiques soutenant la méthylation, la température de l'eau, les conditions redox, la lumière, la disponibilité du mercure inorganique et la chimie de l'eau, y compris le carbone organique dissous, le pH et les sulfates (Benoit et al., 2003; Gilmour et Henry, 1991; Ullrich et al., 2001; Hintelmann, 2010). La bioaccumulation et la bioamplification du méthylmercure dans le réseau trophique pourraient être influencées par les variations touchant la biodisponibilité du méthylmercure, la chimie de l'eau, le régime alimentaire, ainsi que la productivité et la composition du réseau trophique (Moye et al., 2002; Wiener et al., 2003; Kidd et al., 1995; Pickhardt et al., 2002; Tremblay, 1999; Verdon et Tremblay, 1999). L'importance relative de ces divers facteurs sera influencée par bon nombre d'aspects de la conception et de l'exploitation du réservoir, notamment le climat local, les sols et la végétation du bassin versant, la zone inondée, la morphométrie du réservoir, les modifications des débits d'eau et de l'hydrologie, les apports en amont, le soutirage et l'érosion.

Les modifications à long terme (plus de 30 ans) dans la dynamique du mercure dans les réservoirs sont indéterminées, en partie parce que le mercure ne fait l'objet d'une analyse constante que depuis les années 1970. Rypel et al. (2008) ont constaté que les concentrations moyennes de méthylmercure dans le poisson des vieux réservoirs dans le sud des États-Unis (plus de 100 ans) sont inférieures à celles des rivières non réglementées des environs. Il est possible que l'oligotrophisation et la réduction de l'érosion dans les zones près des rives se soient traduites par des diminutions à long terme du mercure dans les réservoirs (Stockner et al., 2000). En général, on manque de prévisions quantitatives relatives aux effets des réservoirs sur la dynamique et la bioaccumulation du mercure, et la capacité de prédiction des modèles existants est limitée. Ces modèles comprennent notamment les modèles de régression multiple mis au point par French et al. (1998), Johnston et al. (1991) et Porvari, (1998) et les approches de bilan massique de Therriault et Schneider (1998). Thérien et Morrison (1999a) ont modélisé les flux dans les réseaux alimentaires des réservoirs du Québec. Les modèles de bilan massique ont été créés principalement selon des modèles de structure générale prédisant les modifications de la dynamique des éléments nutritifs

(Grimard et Jones, 1982) et l'applicabilité de ces modèles au mercure demeure incertaine.

8.2.3 Modifications des terres humides

Les terres humides, définies comme des marais fréquemment ou constamment inondés où croît une végétation herbacée émergente, sont reconnues en tant que sources significatives du méthylmercure présent dans les lacs et les rivières (Rudd, 1995, St. Louis et al., 1994; Beaulne et al., 2012). En fait, les niveaux de mercure, de méthylmercure et de carbone organique dissous dans les lacs et les rivières sont souvent corrélés avec le pourcentage de zones humides dans le bassin versant (St. Louis et al., 1996, Driscoll et al., 1994, Mierle et Ingram, 1991). Plus de 70 % des zones humides qui se trouvaient à l'origine aux États-Unis et dans le sud du Canada ont été drainées au cours du siècle dernier afin de fournir des terres agricoles et pour permettre l'expansion urbaine. Holmes et Lean (2006) ont démontré que la profondeur de l'eau n'est pas une variable significative pour expliquer les niveaux de méthylmercure dans les eaux des terres humides tempérées. Cette observation pourrait être attribuée au fait que cette dernière étude examinait un grand nombre de terres humides indépendantes au lieu d'une seule grande zone humide ininterrompue. Les régions marécageuses de la Floride (États-Unis) constituent un exemple de vastes zones humides bien connues, mais du fait de leur environnement subtropical, les observations faites là-bas ne peuvent être facilement appliquées dans le domaine des forêts boréales du Canada. Cette zone humide est un système lourdement touché par les apports d'engrais agricoles et le contrôle de l'écoulement hydrologique. Les modifications du temps de séjour, de l'écoulement et de la profondeur de l'eau peuvent être considérées comme des facteurs critiques influençant la méthylation du mercure par leurs effets sur la température et sur les taux d'02 dans la colonne d'eau et à l'interface sédimentseau. Par exemple, dans les régions marécageuses de la Floride, les niveaux de méthylmercure sont généralement plus élevés dans les zones à faible débit (de 0,1 à 2,5 cm/s⁻¹) comparativement aux zones où le débit est plus fort (USEPA, 2001). Dans l'étude de

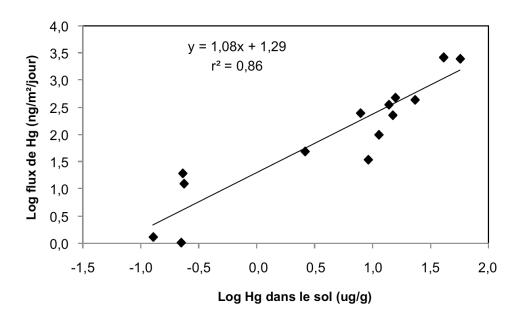


FIGURE 8.5 Relation entre les flux de mercure mesurés en surface et les concentrations de mercure mesurées dans le sol près de Flin Flon, au Manitoba. Note : Les mesures de flux net négatives (*c.-à-d.* les dépôts) n'ont pas été incluses dans l'analyse de régression.

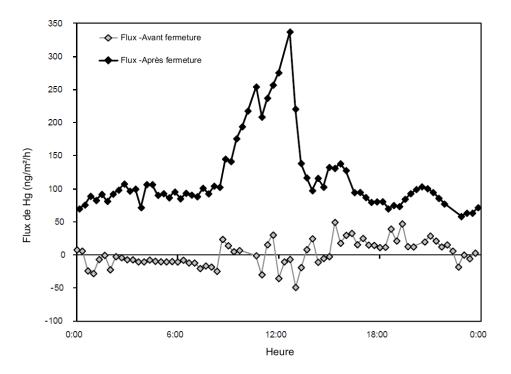


FIGURE 8.6 Flux mesurés dans le sol de la même zone à environ 400 m de la fonderie HBMS avant (juin 2010) et après (octobre 2010) la fermeture. D'autres variables environnementales ont été mesurées aux emplacements des flux avant et après la fermeture de la fonderie : humidité du sol, 9 % avant, 4 % après; radiation solaire, 119 W/m⁻² avant, 60 W/m⁻² après; température de l'air, 15 °C avant, 11 °C après.

Holmes et Lean (2006), les temps de séjour et le taux d'écoulement des zones humides individuelles n'ont pas pu être déterminés: ceux-ci étaient fortement tributaires du débit entrant (non mesuré) des eaux de ruissellement des précipitations et du débit sortant correspondant. En outre, les profondeurs d'eau mesurées dans chaque zone humide correspondaient à des sites d'échantillonnage précis, de sorte qu'elles ne représentent pas nécessairement la profondeur moyenne de l'eau d'une zone humide donnée. Les indications d'une relation entre la profondeur de l'eau et les concentrations de méthylmercure pourraient également être faussées par des facteurs qui influencent aussi la méthylation (p. ex. les sulfures) et la déméthylation (p. ex. une photodéméthylation limitée par l'effet réducteur de lumière du carbone organique dissous). Jusqu'à maintenant, aucune étude n'a rapporté d'influence attribuable aux changements climatiques à long terme sur la dynamique du mercure dans les terres humides, bien que des modifications des températures moyennes et des niveaux d'eau moyens puissent influencer la méthylation du mercure et son transfert subséquent dans la chaîne trophique (voir la section 8.5).

8.2.4 Sites contaminés

8.2.4.1 Flux du mercure dans le sol de Flin Flon

La société Hudson Bay Mining and Smelting (HBMS) a exploité une fonderie de métaux communs dans la ville de Flin Flon, au Manitoba, depuis les années 1930 jusqu'à la fermeture, en 2010. La fonderie traitait le minerai sulfuré provenant des mines de la région et produisait du zinc, du cuivre et du cadmium sur place (McMartin *et al.*, 1999). Le minerai traité à la fonderie contenait aussi du mercure, ce qui donnait lieu à un taux de rejet moyen de 1 100 kg de mercure par année, soit l'une des plus importantes sources d'émission de mercure au Canada (selon les émissions moyennes rapportées de 1999 à 2009 dans l'Inventaire national des rejets de polluants). La quantité de mercure émise avant les années 1990 est incertaine, mais on estime qu'elle serait considérablement plus grande, soit aux environs de 20 000 kg par année, uniquement en mercure lié à des particules (Outridge et al., 2011). Plusieurs études ont relevé, à proximité de la région de Flin

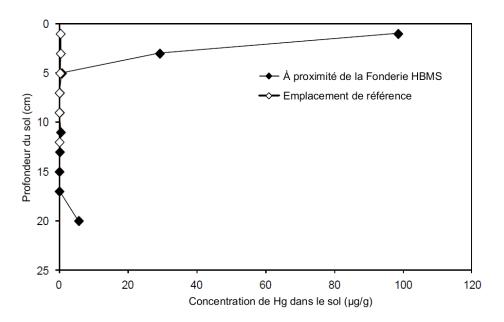


FIGURE 8.7 Profil de profondeur des concentrations de mercure dans le sol mesurées à 400 m de la fonderie HBMS, à Flin Flon, au Manitoba. L'emplacement d'échantillonnage de référence se trouvait à 70 km de la fonderie HBMS, dans le parc provincial Grass River, au Manitoba. La teneur en mercure des 5 cm supérieurs du site de référence était également élevée (0,37 μg/g⁻¹) comparativement aux concentrations relevées dans les couches plus profondes (0,02 μg/g⁻¹); cependant, l'ampleur de l'enrichissement est bien inférieure à ce qui a été mesuré dans les sols près de la fonderie et n'est pas visible dans la figure.

Flon, des niveaux élevés de mercure attribués aux dépôts atmosphériques de la fonderie, notamment dans la végétation (McEachern et Phillips, 1983), les sols (Henderson et McMartin, 1995; McMartin et al., 1999; Henderson et al., 1998), la tourbe et les sédiments des lacs (Outridge et al., 2010). L'influence de la fonderie sur les concentrations de mercure dans le sol est particulièrement apparente dans un rayon de 3 km de la fonderie, où les études ont permis de mesurer des concentrations allant jusqu'à 10 μg/g-1 et jusqu'à 650 μg/g-1 (Manitoba Conservation, 2007). Aux fins de comparaison, les concentrations de fond des sols dans les régions non touchées par les émissions de la fonderie s'établissent généralement à moins de 0,3 µg/g⁻¹ (McMartin *et al.*, 1999). On a déterminé que l'influence de la fonderie sur les concentrations de mercure à la surface s'étend sur un rayon d'environ 85 km du site de la fonderie (McMartin et al., 1999).

Il est bien établi que, dans des conditions ambiantes, le mercure des sols peut être émis dans l'air (Schroeder et al., 2005). Environnement Canada a procédé à des mesures in situ des flux air-surface de mercure élémentaire gazeux en utilisant la technique de la chambre a flux dynamique (Eckley et al., 2010) pour les sols à l'intérieur et à l'extérieur de la ville de Flin Flon, avant et après la fermeture de la fonderie HBMS. Les résultats de cette enquête indiquent une relation linéaire significative entre les concentrations de mercure dans le sol et la quantité de mercure libérée dans l'air (figure 8.5). Les flux quotidiens movens mesurés à un site de référence naturel à environ 70 km de la fonderie allaient de 0,05 à 0,54 ng/m⁻²/h⁻¹, les valeurs les plus élevées ayant été mesurées en été et les plus faibles, en automne (Eckley et al., 2011). Étant donné que les flux de surface dépendent des conditions météorologiques. on a également observé, dans d'autres études, des flux plus faibles durant les périodes où le rayonnement solaire et la température étaient plus faibles (Eckley et al., 2011). L'ampleur de ces flux est dans les limites de la fourchette de 0 à 1,4 ng/m⁻²/h⁻¹ des flux mesurée dans les emplacements forestiers de référence en Amérique du Nord (Denkenberger et al., 2012). En revanche, les flux quotidiens moyens mesurés près de l'usine de HBMS montraient d'importants dépôts nets de mercure élémentaire gazeux quand la fonderie fonctionnait (-3,8 ng/

m⁻²/h⁻¹). Après la fermeture de la fonderie, les mesures montraient un important flux quotidien moyen d'émissions (1,08 ng/m⁻²/h⁻¹), représentant plus du double des mesures du site de référence enregistrées pendant la même saison (figure 8.6). L'écart entre les dépôts nets pendant l'exploitation de la fonderie et les émissions nettes après sa fermeture est attribuable aux concentrations de mercure atmosphérique plus faible après la fermeture de la fonderie (mesures des concentrations mercure gazeux total quand la fonderie fonctionnait : 30 \pm 19 ng/m⁻³; après la fermeture de la fonderie : 7,5 \pm 3,3 ng/m⁻³).

Les profils de profondeur des concentrations de mercure dans le sol aux emplacements des mesures de flux indiquent que les sols sont fortement enrichis dans les cinq premiers centimètres par suite de plusieurs dizaines d'années de dépôts atmosphériques élevés en provenance de la fonderie (figure 8.7). Les mesures de flux de surface de cette étude indiquent que, après la fermeture de la fonderie, le mercure des dépôts passés peut se volatiliser à nouveau et retourner dans l'atmosphère. Nous ignorons encore combien de temps il faudra aux flux provenant des sols à proximité de Flin Flon pour diminuer au point de ressembler aux émissions naturelles de référence. Après la fermeture de la fonderie, on a mesuré une diminution des concentrations de mercure atmosphérique à la station de surveillance de Flin Flon (mercure gazeux total guand la fonderie fonctionnait: $4,1 \pm 3,6$ ng/m⁻³; mercure gazeux total après la fermeture de la fonderie : $3.3 \pm 2.4 \text{ ng/m}^{-3}$) [voir le chapitre 4]. Cependant, les concentrations de mercure gazeux total après la fermeture de la fonderie demeurent significativement élevées par rapport aux autres stations de surveillance de référence (Bratt's Lake, Saskatchewan : 1.5 ± 0.3 ng/m⁻³; région des lacs expérimentaux, Ontario : 1.4 ± 0.3 ng/m⁻³). La volatilisation des anciens dépôts de mercure du paysage environnant de la fonderie HBMS pourrait contribuer aux concentrations de mercure gazeux total continuellement élevées mesurées à Flin Flon.

8.2.4.2 Résidus miniers

La relation entre les activités d'exploitation de mines de métaux et la contamination au mercure des biotes aquatiques et terrestres est bien documentée dans divers endroits du Canada. Par exemple, les poissons et les oiseaux piscivores pris au lac Pinchi, en Colombie-Britannique, un lac touché par l'exploitation de mines de mercure de 1940 à 1944 et de 1968 à 1975, affichent toujours des concentrations de mercure supérieures à celles des animaux pris dans les lacs non touchés du voisinage (Weech et al., 2004, 2006). On a aussi mesuré des concentrations de mercure élevées dans les plantes terrestres, les macrophytes aquatiques, l'eau, les sédiments et l'air près du site minier du lac Pinchi (Siegel et al., 1985; Plouffe et al., 2004). Les émissions de mercure provenant des résidus d'anciennes mines d'or ont aussi occasionné une contamination considérable des sites où l'on utilisait l'amalgamation au mercure pour récupérer l'or. À la mine de Discovery, dans les Territoires du Nord-Ouest, la rupture d'un barrage de retenue des résidus miniers s'est soldée, en 1965, par la libération de résidus de mine aurifère contenant du mercure directement dans le lac Giauque. En 1977-1978, environ 70 % des sédiments benthiques contenaient plus de 0,5 µg/kg⁻¹ de mercure en poids sec; on a constaté que les touladis contenaient 3,8 µg/ kg⁻¹ de mercure en poids humide dans les muscles et on a relevé chez le grand brochet et le grand corégone des concentrations moyennes de 1,8 et de 1,2 µg/kg⁻¹ en poids humide, respectivement (Moore et Sutherland, 1980). La mine de Discovery a récemment fait l'objet d'un assainissement en vertu du Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux, mais les lignes directrices sur la consommation demeurent en vigueur pour le lac Giauque en raison des niveaux élevés de mercure relevés dans les divers poissons de sport. En Nouvelle-Écosse, on a consigné des concentrations de mercure élevées mesurées sur diverses espèces de plante poussant directement sur des résidus de mines d'or (jusqu'à 6,1 μg/kg⁻¹ en poids sec; Lane *et al.*, 1988; Wong et al., 1999) ainsi que dans le poisson de sport recueilli en aval des sites de résidus de mines d'or (de 0,09 à 1,94 μg/kg⁻¹ de mercure en poids humide; R. Mroz, Environnement Canada, comm. pers., 2011). Dans la plupart de ces situations, il existait un lien relativement clair entre la présence de résidus miniers contenant du mercure et les concentrations de mercure élevées dans le poisson, mais dans certains sites, la relation entre les activités minières et les niveaux de mercure dans le poisson n'est pas si simple. Par exemple, des concentrations de mercure

élevées (jusqu'à 1,45 µg/kg-1) ont été mesurées dans des sédiments à proximité de résidus de mines d'or, de zinc et de cuivre situés sur les rives de trois lacs de la région de Chibougamau, au Québec. Les concentrations de méthylmercure correspondantes étaient systématiquement faibles, indiquant que les conditions de méthylation de ces environnements perturbés n'étaient pas optimales (Petit et al., 2011). Dans ces sédiments contaminés, on n'a trouvé que de très petites quantités de matières organiques réfractaires, ce qui a donc limité l'activité bactérienne menant à la méthylation du mercure (Winch et al., 2008). Des concentrations de méthylmercure plus élevées ont été découvertes dans des sédiments situés plus loin des résidus miniers, en dépit de concentrations de mercure total considérablement plus basses. Selon Petit et al. (2011), ces concentrations plus élevées de méthylmercure correspondent à une plus haute teneur en matières organiques, ce qui s'avère particulièrement vrai dans les régions touchées par des activités d'exploitation forestière. Dans l'ensemble, on évalue que les activités minières de la région de Chibougamau sont responsables d'une augmentation des concentrations en mercure ne dépassant pas 10 % dans le doré jaune local (Simoneau et al., 2005; Beaulne et al., 2012). Les taux de croissance du poisson dans ces lacs touchés par les activités minières sont relativement élevés, ce qui explique pourquoi les concentrations de mercure demeurent parmi les plus faibles de tous les lacs de la forêt boréale du Québec (Simoneau et al., 2005; Lavigne et al., 2010). Ces résultats laissent supposer que les conditions de méthylation et les conditions physiologiques du poisson sont plus importantes pour le contrôle de la bioaccumulation du méthylmercure dans le poisson que la présence de concentrations de mercure élevées dans les sédiments.

De récentes études sur d'anciennes mines aurifères de Nouvelle-Écosse ont aidé à préciser les contrôles primaires du rejet, du transport et de la biodisponibilité du mercure provenant des résidus miniers. À compter de 1861 jusqu'au milieu des années 1940, environ trois millions de tonnes de résidus de mines d'or ont été évacués dans les rivières, les marécages, les lacs et l'océan dans toute la partie continentale de la Nouvelle-Écosse (Parsons *et al.*, 2004). Les concentrations de mercure

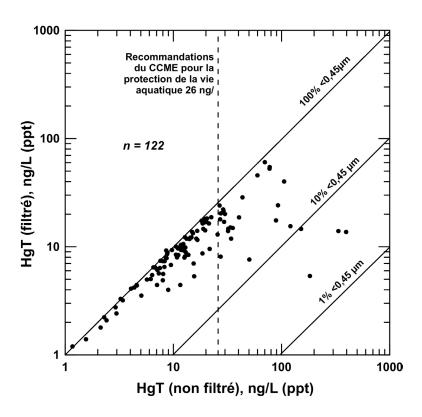


FIGURE 8.8 Concentrations de mercure des échantillons filtrés (moins de 0,45 μm) et non filtrés prélevés dans 11 districts aurifères de Nouvelle-Écosse, de mai 2003 à août 2004 (tiré de Parsons *et al.*, 2004)

de ces résidus sont relativement élevées (de 0,005 à 350 μg/kg⁻¹; médiane à 1,6 μg/kg⁻¹), par contre les concentrations de mercure dissoutes dans les eaux de surface en contact avec ces résidus sont généralement faibles (de 1,2 à 61 ng/L-1; médiane à 10 ng/L⁻¹; figure 8.8). La plupart des concentrations de mercure qui dépassent les recommandations pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique du Conseil canadien des ministres de l'environnement (26 ng/L⁻¹) se trouvent directement dans les résidus et ne persistent généralement pas sur de longues distances en aval. Les concentrations de mercure des échantillons non filtrés supérieures à 100 ng/L⁻¹ ont toutes été mesurées dans les eaux interstitielles et les bassins de drainage des résidus. Les analyses d'extraction séquentielles montrent qu'une grande partie du mercure présent dans les résidus et les sédiments de cours d'eau contaminés se trouve dans des phases relativement insolubles, notamment du mercure élémentaire (Hg⁰), des amalgames (AuxHgx) et des minéraux secondaires

(p. ex. du suflure de mercure), ce qui pourrait limiter le rejet du mercure vers les eaux de surface (Parsons et al., 2012). Dans le cadre d'une autre étude sur deux sites de résidus de mines aurifères en Nouvelle-Écosse, Winch *et al.* (2008) ont démontré que les concentrations de méthylmercure sont élevées dans les résidus et les eaux interstitielles, mais faibles dans les eaux de surface sus-jacentes. Les concentrations de méthylmercure sont extrêmement variables, même à proximité d'un site d'usine donné, et elles sont influencées par un ensemble complexe de facteurs in situ. dont les concentrations de mercure total dans les résidus et les eaux interstitielles, le contenu organique, les conditions hydrologiques, l'abondance et l'activité des bactéries sulfatoréductrices, et les processus de déméthylation (Winch et al., 2008) [voir le chapitre 6].

La libération de mercure élémentaire gazeux à la surface des déchets miniers constitue une autre voie par laquelle les résidus d'anciennes mines d'or et de mercure rejettent du mercure. Beauchamp et al. (2002) ont mesuré les taux d'échange air-surface de mercure au-dessus de deux dépôts de résidus de mines d'or en Nouvelle-Écosse et ont constaté des taux quotidiens moyens et diurnes élevés de flux de mercure, respectivement de 130 et de 237 ng/ m⁻²/h⁻¹. Les taux de flux provenant des résidus sont deux fois plus élevés que ceux observés dans des sols indigènes non perturbés composés de matières apparentées similaires. Les taux de flux plus élevés des sites de résidus miniers s'accompagnent aussi de concentrations atmosphériques ambiantes de cinq à dix fois plus élevées que les niveaux de référence à 20 cm au-dessus des résidus. À un autre site de résidus aurifères de la Nouvelle-Écosse. Dalziel et Tordon (2014) ont obtenu des taux de flux plus élevés, les flux de mercure du milieu de la journée atteignant 1 292 ng/m⁻²/h⁻¹ et ceux de la soirée, 300 ng/m⁻²/h⁻¹. Les flux de mercure de tous les sites de résidus montrent une libération diurne continue de mercure à la surface du sol, ainsi que de fortes corrélations avec la température du sol, la température de l'air et le rayonnement solaire. Ces résultats démontrent que les déchets des anciennes mines demeurent des sources significatives d'émissions de mercure dans l'environnement, longtemps après la fin de l'exploitation minière et des activités de broyage, plus de 60 à 70 ans dans le cas des mines d'or étudiées en Nouvelle-Écosse par Beauchamp et al. (2002).

8.2.5 Modifications de la dynamique des réseaux trophiques

Il est important de décrire la structure et la dynamique des réseaux trophiques pour bien comprendre comment le mercure biodisponible se transfère et se concentre dans les prédateurs de niveau trophique supérieur. Les liens entre les proies et les prédateurs peuvent changer de façon saisonnière, annuelle ou même en réaction à une perturbation majeure. En conséguence, les modifications du réseau trophique peuvent se traduire par des concentrations de mercure significativement différentes dans le biote (figure 8.9). Comprendre le fonctionnement de la dynamique des réseaux trophiques peut nous fournir des renseignements utiles pour la gestion des concentrations de mercure dans les plans d'eau. La présente section décrit deux catégories générales de modifications des réseaux trophiques : 1) l'ajout d'espèces et 2) le retrait d'espèces. Les modifications des réseaux trophiques déclenchées par l'eutrophisation et les changements climatiques sont présentées aux sections 8.3 et 8.5, respectivement. La présente section examine aussi les lacs canadiens. ou les lacs de l'hémisphère nord comportant le même assemblage d'espèces que les lacs canadiens (p. ex. aux États-Unis, dans le nord de l'Europe). Cet examen porte sur deux catégories générales qui permettent aux chercheurs de quantifier ou de qualifier l'incidence d'une modification du réseau

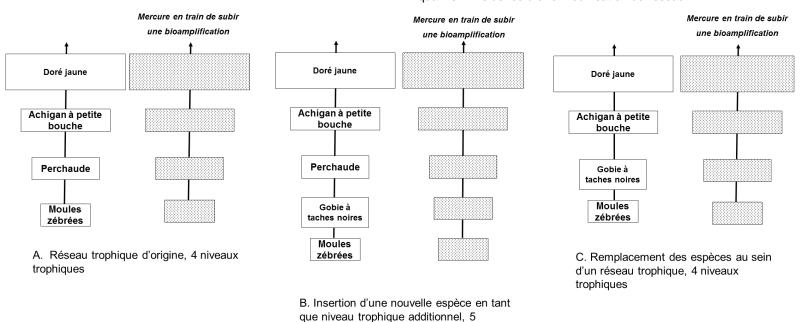


FIGURE 8.9 Niveaux trophiques et bioamplification du mercure

niveaux trophiques

trophique sur la dynamique du mercure a) avant et après les études, b) dans des études temporelles ou c) dans des enquêtes sur des lacs ou des lacs jumelés (tableau 8.2).

8.2.5.1 Ajout d'espèces

On a longtemps supposé que l'ajout d'espèces. que ce soit des introductions ou des espèces envahissantes, entraînerait des concentrations de mercure accrues pour les prédateurs de niveau trophique supérieur en raison de l'allongement de la chaîne alimentaire. Cette théorie se basait sur la modélisation des tendances du mercure et de la bioamplification des contaminants organiques des chaînes alimentaires du touladi et de l'éperlan arcen-ciel dans les lacs d'Ontario et du Québec au milieu des années 1990 (Cabana et Rasmussen, 1994; Vander Zanden et Rasmussen, 1996). Néanmoins, les chaînes alimentaires ont tendance à s'allonger dans les systèmes de réseau trophique stable plutôt que dans les systèmes hautement perturbés où la taille de l'écosystème et la qualité des sources de nourriture sont souvent corrélées avec la longueur de la chaîne alimentaire (p. ex. Hairston et Hairston, 1993). Par conséquent, beaucoup de questions demeurent quant à savoir si des réseaux alimentaires perturbés par de nouvelles espèces donneront automatiquement lieu à une chaîne alimentaire plus longue et à des niveaux élevés de mercure chez les prédateurs de niveau trophique supérieur. Une série d'enquêtes

sur le réseau alimentaire de l'éperlan arc-en-ciel en Ontario et ailleurs au Canada a démontré que les lacs envahis par cette espèce de poisson fourrage ne sont pas plus susceptibles d'afficher des niveaux élevés de mercure chez les espèces de poissons des niveaux trophiques supérieurs (Swanson et al., 2006, Swanson et al., 2003, Johnston et al., 2003). En fait, on a constaté que si l'éperlan arc-en-ciel modifie la structure de la communauté de poissons fourrages, la structure globale du réseau trophique reste constante dans les lacs envahis comme dans les lacs non envahis. Par ailleurs. l'éperlan arc-en-ciel a été associé à un déclin de la condition relative de la perchaude et du cisco dans deux lacs du Wisconsin en raison de la compétition pour les proies (Hrabik et al., 1998). Johnson et al. (2003) laissent entendre que dans beaucoup de lacs, les prédateurs de niveau trophique supérieur intègrent une plus grande quantité d'éperlans arc-en-ciel dans leur régime alimentaire, ce qui entraîne une dilution biologique par croissance de la charge de mercure corporelle. Il s'avère qu'on peut mieux prédire les concentrations de mercure dans les espèces de poissons prédateurs de niveau trophique supérieur en s'appuyant sur les taux de croissance des poissons et la conductibilité de l'eau que sur la présence ou l'absence de l'éperlan arcen-ciel. De manière similaire, une enquête spatiotemporelle à grande échelle portant sur des lacs d'Ontario a permis de constater que le *Bythotrephes*, un organisme envahissant du zooplancton venant d'Europe et se propageant rapidement, n'est associé

TABLEAU 8.2 Catégories de modifications du réseau trophique

Catégorie	Classification	Description				
Ajout d'espèces	Introduites	Espèces non indigènes, généralement de poisson, introduite par des personnes à des fins précises, <i>p. ex.</i> la pêche sportive.				
	Exotique (envahissante)	Espèces non indigènes habituellement introduites accidentellement et désignées comme indésirables.				
Retrait d'espèces	Retrait délibéré	Poissons retirés d'un plan d'eau à des fins précises, <i>p. ex.</i> réduire les taux de mercure ou retirer une espèce indésirable.				
	Surpêche	Espèces de poisson souvent menées à la disparition ou à un état vulnérable en raison de la surpêche et de l'absence de gestion.				
	Disparition/réduction	Espèces disparues d'un lac ou dont le nombre a grandement diminué <i>p. ex.</i> poissons trouvés morts pendant l'hiver.				

ni à un allongement des chaînes alimentaires ni à des concentrations de mercure accrues connexes dans les prédateurs de niveau trophique supérieur (Rennie *et al.*, 2010, 2011). Les températures changeantes et la diminution des précipitations associées aux changements climatiques sont des prédicteurs plus significatifs de l'état du poisson et des concentrations de mercure. On a observé partout en Ontario une diminution de l'état corporel (longueur de régression multipliée par le centile de poids) et des concentrations de mercure à la baisse chez le hareng et le grand corégone qu'on a associées à une diminution de la quantité et de la qualité des proies.

Les modifications de régime alimentaire sont souvent plus importantes que les changements de longueur de la chaîne alimentaire. Un réseau trophique californien comportant un assemblage d'espèces d'achigan à petite bouche et de crapet arlequin envahi par l'alose fil planctonophage a présenté des résultats portant à confusion (Eagles-Smith et al., 2008). S'il est vrai que les concentrations de mercure des espèces de poisson de niveau trophique supérieur ont augmenté considérablement après l'introduction de l'alose dans le réseau trophique du lac, cette augmentation n'a pas été attribuée à l'ajout d'un niveau trophique supplémentaire, mais plutôt à la transition globale d'un régime zoopélagique à un régime zoobenthique à plus haute teneur en mercure (Eagles-Smith et al., 2008). Les Grands Lacs ont subi les répercussions de plusieurs espèces non indigènes (p. ex. salmonidés introduits, mollusques *Dressenia* spp. envahissants, gobie à taches noires, Hemimysis spp.). Un incident important survenu dans le sud des Grands Lacs fut l'incorporation de la chaîne alimentaire composée du gobie à taches noires et de la Dressenia. Non seulement ces espèces ont perturbé et exclu des habitats du littoral beaucoup d'autres espèces indigènes, mais elles sont devenues une importante espèce proie pour bon nombre d'espèces de poisson indigènes, notamment l'achigan à petite bouche et le malachigan (Campbell et al., 2009). Les études portant sur ces espèces se concentrent souvent sur deux questions, à savoir premièrement si le passage à un régime zoobenthique des espèces de poissons se nourrissant de gobies à taches noires influencera les charges de contaminants chez l'achigan à petite bouche et deuxièmement si l'inclusion du gobie à

taches noires augmentera la longueur de la chaîne alimentaire menant à l'achigan à petite bouche. La plupart des auteurs concluent que s'il est vrai que l'introduction de l'assemblage de la Dressenia et du gobie à taches noires a ajouté une nouvelle chaîne alimentaire au réseau trophique du littoral, la longueur réelle des chaînes alimentaires du littoral dans le réseau trophique du lac Érié n'a nullement changé. Le passage à une nouvelle proie (le gobie à taches noires) a plutôt entraîné chez l'achigan à petite bouche une croissance accrue et une exposition à une gamme différente de contaminants (Morrison et al., 1998, 2000; Hogan et al., 2007; Campbell et al., 2009). Rien ne laisse supposer que la modification alimentaire attribuable au gobie à taches noires aurait occasionné une augmentation du mercure total chez l'achigan à petite bouche ou chez d'autres espèces de poissons qui s'en nourrissent (Hogan et al., 2007). Les études portant sur d'autres espèces envahissantes d'importance [p. ex. le mysidacé tacheté (Hemimysis spp) et le cladocère épineux (Bvthotrephes, autrefois appelé Cercopagis) indiquent aussi que même si ces importants invertébrés sont pleinement intégrés au réseau trophique du lac Ontario, ils n'influencent vraisemblablement pas les concentrations de contaminants dans les espèces de niveau trophique supérieur (Zhang et al., 2012; Thompson et al., 2005).

Par ailleurs, on a entrepris une étude sur des lacs jumelés dans le nord-ouest de l'Ontario pour déterminer si l'introduction du grand brochet aurait une incidence sur la dynamique du réseau trophique et la bioamplification des contaminants chez les prédateurs de niveau trophique supérieur (Kidd et al., 1999). Les réseaux trophiques d'un lac oligotrophe et d'un lac eutrophe ont été analysés au moyen des rapports isotopiques stables avant l'ajout de grands brochets aux fins de comparaisons par rapport aux résultats après l'ajout. On a observé des modifications considérables du réseau trophique seulement dans le lac oligotrophe, où l'espèce de poisson fourrage des cyprinidés a été la plus touchée. Les tendances sur le plan des contaminants se sont avérées plus ambiguës, n'affichant aucun écart significatif entre la situation avant et après les introductions. En fait, les différences les plus significatives ont été constatées entre les deux lacs, le lac eutrophe présentant des concentrations de mercure dans le

poisson considérablement plus faibles que celles du lac oligotrophe. Souvent, les transitions alimentaires vers des proies dont la teneur en mercure est plus faible ou plus élevée, autrement dit, la physiochimie du système, sont plus importantes que l'allongement réel de la chaîne alimentaire causé par la présence d'une nouvelle espèce. Il en est sans doute ainsi en raison de limites inhérentes fondées sur l'écosystème quant au nombre de positions trophiques au sein d'un réseau alimentaire aquatique (Post *et al.*, 2000) et du degré élevé d'omnivorisme et de détritivorisme, qui prévalent déjà dans les communautés aquatiques (Hairston et Hairston, 1993; Moore *et al.*, 2004).

8.2.5.2 Retrait d'espèces

La bioamplification du méthylmercure dans les plans d'eau se traduit par des concentrations élevées chez les prédateurs de niveau trophique supérieur et l'hypothèse a été posée que le retrait d'une quantité importante d'espèces de poisson piscivores de niveau trophique supérieur d'un lac entraînerait la réduction globale du méthylmercure disponible dans l'ensemble du réseau trophique du lac concerné (p. ex. Göthberg, 1983; Verta, 1990; Lindqvist et al., 1991, Lepak et al., 2009). Cette théorie a d'abord été mise à l'épreuve par Göthberg (1983), qui ont constaté des concentrations de mercure total considérablement réduites chez le brochet et le gardon pendant plusieurs années dans un lac suédois. à la suite de deux années de pêche intensive. Les auteurs ont consigné les modifications du réseau trophique, mais ils soulignent que les concentrations globales de mercure total dans les sédiments du lac sont restées élevées, de sorte qu'ils n'ont pas été en mesure de quantifier les mécanismes réels à l'origine de la diminution des concentrations de mercure dans la communauté de poissons. Deux autres études scandinaves ont aussi démontré des diminutions significatives des concentrations de mercure total dans la communauté de poissons à la suite de la pêche sélective des plus gros spécimens de grands brochets dans un lac norvégien (Sharma et al., 2008) et de destructions saisonnières de poisson dans un lac finnois (Rask et al., 1996). Les auteurs en sont venus à des conclusions similaires : grâce à la baisse de compétition à l'égard des mêmes ressources, la plupart des espèces de poisson ont pu consommer

plus de nourriture et croître plus rapidement. La croissance rapide, $c.-\grave{a}-d.$, la proportion accrue de muscle et de masse corporelle par rapport à la quantité absolue de mercure total dans les sources de nourritures, a occasionné une « dilution biologique par croissance » et subséquemment, des concentrations plus faibles de mercure total.

La source du mercure et le potentiel de méthylation des plans d'eau doivent aussi être pris en compte dans l'examen des stratégies de retrait de poissons de la biomasse (Surette et al., 2006; Thérien et al., 2003; Masson et Tremblay, 2003). Surette et al. (2006) et Masson et Tremblay (2003) n'ont relevé aucune différence significative dans les concentrations globales de mercure total ou de méthylmercure, ni dans les populations de poissons ni la biomasse du zooplancton, à la suite d'une réduction considérable de la biomasse des poissons dans plusieurs lacs. L'absence de modification des concentrations de mercure a été attribuée à l'importance des sédiments de ces lacs pour le stockage et la méthylation du mercure biodisponible. Dans les lacs présentant une grande superficie par rapport au bassin versant, le mercure a tendance à provenir en grande partie des processus sédimentaires in situ et des eaux de ruissellement terrestres, contrairement aux lacs dont la surface est petite par rapport au bassin versant (Grigal, 2002). Par conséquent, les poissons qui préfèrent se nourrir des proies du benthos ou du littoral dans les bassins versants plus grands accumuleront du mercure associé aux sédiments (Gantner et al., 2010). Étant donné que la plus grande part du mercure total est susceptible de se trouver dans les sédiments du lac, la dilution biologique par croissance du mercure total en situation de baisse de la concurrence intraspécifique et interspécifique est un facteur important, mais le retrait du mercure par l'intermédiaire de la pêche intensive n'en est pas un. Ces résultats ont été confirmés par une série d'études réalisées au Québec qui ont démontré que les taux de croissance rapides du doré jaune et du grand brochet ont tendance à aller de pair avec de plus faibles concentrations de mercure total (Lavigne et al., 2010; Simoneau et al., 2005, Lucotte et al., 2012) [figures 8.10 et 8.11, tableau 8.1]. On a confirmé que le doré jaune utilise des stratégies de recherche de nourriture optimales, préférant les proies les plus grosses que son ouverture buccale lui permet

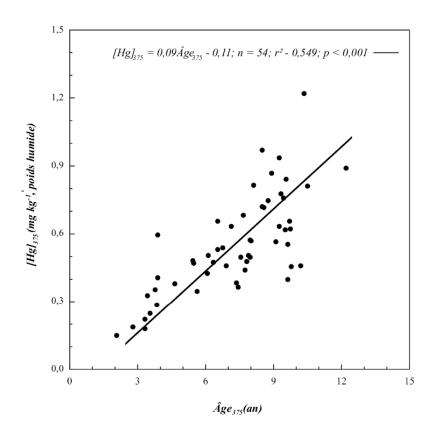


FIGURE 8.10 Mercury concentrations vs. age at standard length for walleye in 54 lakes in Quebec (from Lavigne *et al.*, 2010).

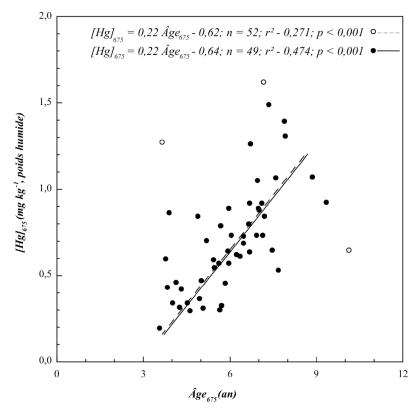


FIGURE 8.11 Mercury concentrations vs. age at standard length for northern pike in 52 lakes of Quebec (from Lavigne *et al.*, 2010).

d'ingérer, et qu'il croîtra plus rapidement dans les lacs où les dépenses énergétiques (recherche, capture) sont réduites au minimum grâce à une compétition diminuée ou à l'introduction d'une nouvelle proie (Henderson *et al.*, 2004). Un examen des stratégies de diminution du méthylmercure dans les réservoirs a permis de conclure que la réduction de la biomasse de poissons dans les plans d'eau se traduirait par des modifications du réseau trophique et des taux de croissance accrus, ce qui pourrait s'avérer bénéfique pour les humains consommateurs de poisson de sport et la faune piscivore (Surette *et al.*, 2006). Par contre, la pêche intensive ne constitue pas pour autant une stratégie idéale pour diminuer les charges de mercure total dans la plupart des plans d'eau.

8.2.6 Zones urbaines

Les zones urbaines constituent un petit pourcentage (moins de 0,3 %) de la couverture terrestre globale du Canada. Néanmoins, la grande majorité (plus de 80 %) des Canadiens habitent dans des villes. La pêche de subsistance, commerciale et récréative est courante

dans les voies navigables qui passent à l'intérieur ou à proximité de ces zones urbaines. Selon des études antérieures, on retrouve dans les villes canadiennes des niveaux élevés de mercure dans les sols et d'autres surfaces urbaines (Eckley et Branfireun, 2008a), dans les eaux (Eckley et Branfireun, 2008b), dans le poisson (Peterson et al., 1989) et dans l'air (Denis et al., 2006; Xu et Akhtar, 2009; Cheng et al., 2009). Parmi les caractéristiques fondamentales des zones urbaines, on retrouve la présence de surfaces imperméables, constituées en grande partie de bâtiments et de routes et stationnements asphaltés. La couverture de ces surfaces imperméable peut varier d'un petit pourcentage dans les zones périphériques à une couverture quasi totale au centre de la ville. La présente section définit la façon dont l'environnement urbain influe sur le cycle du mercure, en se concentrant particulièrement sur les dépôts, les émissions, le ruissellement et la méthylation du mercure associés au paysage urbain. Une grande partie des recherches sur la façon dont les surfaces urbaines influencent le transport et les processus de transformation du mercure ont été réalisées dans la région du Grand Toronto, en Ontario (figure 8.12).



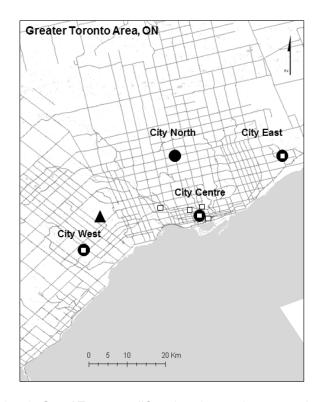


FIGURE 8.12 Carte montrant où se trouvent la région du Grand Toronto en l'Ontario et les emplacements de prélèvement des échantillons de dépôts et d'émissions de mercure, ainsi que les lieux de mobilisation des eaux de ruissellement.

8.2.6.1 Dépôts de mercure sur des surfaces urbaines

Les surfaces urbaines sont recouvertes d'une mince couche (de 30 à 250 nm) de matière organique (et de particules connexes) dérivée du dépôt sec de polluants en phase gazeuse émis par les véhicules et de leurs produits de réaction secondaire, ainsi que de cires végétales et de matière particulaire (Law et Diamond, 1998, Gingrich et al., 2001). Dans les zones urbaines, les fenêtres constituent une surface imperméable courante associée aux bâtiments et elles sont utilisées pour surveiller l'accumulation de cette pellicule et le dépôt sec des polluants (Eckley et al., 2008; Gingrich et al., 2001; Diamond et al., 2000). On a constaté que le dépôt sec et l'accumulation de mercure sur les fenêtres varient sur le plan spatial au sein d'une ville, avant mesurée de taux de dépôt cinq fois plus élevés au centre de la ville comparativement aux zones rurales à proximité (Eckley et al., 2008) [figure 8.13]. On pense que le dépôt sec et l'accumulation de mercure accrus au centre des villes dépendraient des concentrations accrues de mercure lié à des particules dans l'atmosphère (en zone urbaine : 34 ± 12 pg/m⁻ ³; en zone rurale : $9.6 \pm 4.1 \text{ pg/m}^{-3}$) ainsi que de la

présence d'une pellicule sur les surfaces urbaines, qui améliorerait le captage des particules et diminuerait l'effet de rebond en raison de sa composition « collante » (Eckley *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2003). Le mercure déposé humide ne s'accumule pas sur les fenêtres, mais agit plutôt comme un mécanisme de retrait efficace à l'égard du mercure qui s'est déposé pendant des périodes sèches (Eckley *et al.*, 2008).

8.2.6.2 Émissions de mercure provenant de surfaces urbaines

Le mercure associé aux surfaces urbaines pourrait provenir des dépôts atmosphériques secs et humides, de l'apport des automobiles près des surfaces, des déchets anthropiques ou industriels et du mercure associé aux matériaux utilisés en construction (*p. ex.* le revêtement en asphalte). Il est bien établi que le mercure associé aux sols peut être libéré dans l'atmosphère (Schroeder *et al.*, 2005; Gustin *et al.*, 2000; 2008). De même, le mercure associé aux surfaces urbaines comme les fenêtres, les toits et les routes pavées peut aussi être émis (tableau 8.3). Alors que certains éléments des flux de mercure

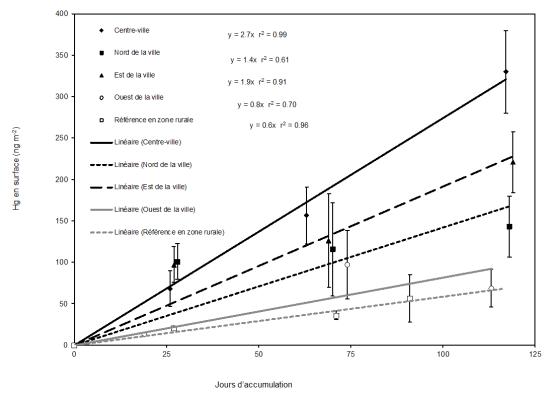


FIGURE 8.13 Variabilité spatiale de l'accumulation du mercure sur les fenêtres

de surface correspondent vraisemblablement à du mercure déposé antérieurement qui est émis de nouveau, la configuration des émissions de mercure provenant du revêtement des voies de circulation de Toronto laisse croire que les différences dans le contenu en mercure des divers types de revêtement contribuent aux tendances spatiales (figure 8.14; Eckley et Branfireun, 2008a). On a démontré que les émissions de mercure provenant des surfaces pavées augmentaient en parallèle avec l'augmentation des niveaux de rayonnement solaire, de manière similaire à ce qu'on observe dans le cas des zones et des sols naturels (Eckley et Branfireun, 2008a). Les émissions de mercure les plus élevées mesurées provenaient

des sols urbains, suivies par celles des zones pavées, alors que les toits et les fenêtres présentent des émissions plus faibles (Eckley et Branfireun, 2008a). On a aussi observé des émissions plus élevées provenant de sols urbains que celles provenant des revêtements dans le cadre d'études sur les zones urbaines réalisées aux États-Unis (Gabriel *et al.*, 2006; Eckley et Branfireun, 2008a). Les émissions plus élevées provenant de sols urbains pourraient dépendre de la capacité de ces sols à retenir et à accumuler les dépôts de mercure au fil du temps, étant donné qu'une grande partie du mercure déposé sur les surfaces pavées peut s'écouler dans les eaux de ruissellement.

TABLEAU 8.3 Résumé des émissions de mercure et des concentrations de surface associées à diverses surfaces urbaines

	Flux de	mercure de sui (ng m ⁻² h ⁻¹)	face	Concentration de mercure de : (ng g ⁻¹)		
Type de surface	Médiane	Intervalle	N ^{bre}	Médiane	Intervalle	N ^{bre}
Revêtements	1,0	-1,0–31	246	16	4,6–140	86
Toits	0,7	-0,6–14	42	4.8	2,6–17	11
Fenêtres	0,2	-1,0-2,5	62	110	39–90	8
Sols urbains	6,2	0,7-35	42	61	31-230	23
Sol rural d'Ontario	1,4	0,2-6,1	24	23	23–24	3

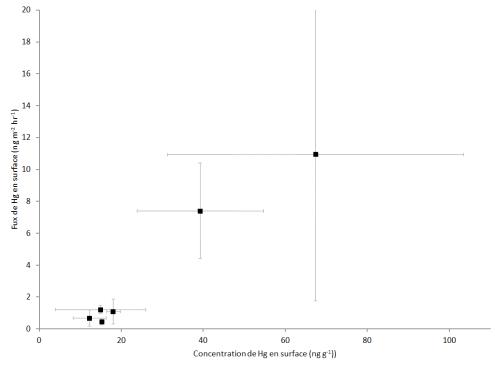
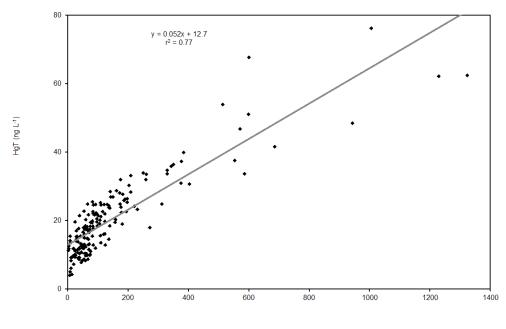


FIGURE 8.14 Tracé en rectangle et moustaches montrant les flux de mercure et les concentrations de poussière mesurées sur les surfaces pavées de Toronto



Total des matières solides en suspension (mg L-1))

FIGURE 8.15 Mercure total par rapport à la régression des matières solides totales en suspension dans des eaux de ruissellement urbaines provenant du bassin versant d'un stationnement; données regroupées des eaux de ruissellement de sept chutes de pluie distinctes

TABLE 8.4 Caractéristiques des précipitations, apports et concentrations résultantes, et bilans massiques pour plusieurs chutes de pluie d'un bassin versant urbain de Toronto (toutes les valeurs sont en μg)

Date	Apports de la chute de pluie			Charge de surface		Quantités résultantes dans les eaux de ruissellement			Bilan massique		
	Hg déposé	Hg lié à des particules	Hg total	Hg lié à des particules	Hg	Hg lié à des	Hg total	Hg déposé net	Hg lié à des particules net	Hg total net	
06/29	53,5 (45,8)	121,3 (104,0)	174,8 (149,8)	1 379,9 ± 303,7	122,7	629,5	752,2	+ 76,9	+ 525,5	+ 602,4	
07/20	226,9 (194,5)	514,6 (441,0)	741,5 (635,5)	1 516,6 ± 583,3	182,2	383,0	565,2	- 12,3	- 58,0	- 70,3	
08/02	213,9 (156,4)	2 393,3 (1 749,5)	2 607,8 (1 906,3)	535,5 ± 262,3	563,3	662,6	1 225,9	+ 406,9	- 1 086,9	- 680,4	
08/14	70,5 (28,7)	101,2 (41,2)	171,7 (69,9)	639,9 ± 240,4	24,2	59,9	84,1	- 4,5	+ 18,7	+ 14,2	
08/23	47,7 (2,3)	189,2 (9,3)	236,9 (11,6)	1 038,0 ± 433,9	1,9	1,5	3,4	- 0,4	- 7,8	- 8,2	
08/23	254,2 (192,9)	453,4 (344,1)	707,6 (537,1)	943,5 ± 415,3	218,3	299,0	517,3	+ 25,4	- 45,1	- 19,8	
08/25	100,0 (25,3)	120,3 (30,4)	220,3 (55,7)	860,1 ± 334,5	12,9	12,2	25,1	- 12,4	- 18,2	- 30,6	

Les valeurs entre parenthèses dans les colonnes des apports sont corrigées en fonction de la quantité d'eau de ruissellement. Les valeurs nettes sont basées sur les quantités résultantes moins les apports corrigés du volume d'eau de ruissellement. La charge de surface n'inclut pas les particules de moins de 1 000 µm.

8.2.6.3 Mercure dans les eaux de ruissellement urbaines

Par temps sec, les polluants s'accumulent sur les surfaces urbaines, en provenance des dépôts atmosphériques secs ainsi que des sources de surface et près de la surface, et ils tendent à se mobiliser dans les eaux de ruissellement lors des chutes de pluie (Eckley et Branfireun, 2009; Vermette et al., 1991; Charlesworth et al., 2003). Par conséquent, une période de temps sec plus longue entraîne de plus grandes charges de mercure dans les eaux de ruissellement urbaines (Eckley et Branfireun, 2009). Une partie des dépôts de mercure humides pourrait aussi s'associer aux particules de poussières des rues et des stationnements, qui peuvent se mobiliser dans les eaux de ruissellement, en fonction de la taille des particules, des caractéristiques particulières de la chute de pluie et du débit d'écoulement (Eckley et Branfireun, 2009). La majorité du mercure se trouvant dans les eaux de ruissellement urbaines, ainsi que dans les rivières urbaines, est lié à des particules, et on a démontré qu'il est fortement corrélé avec les concentrations de matières solides totales en suspension (généralement mesurées comme la masse de particules recueillies sur des filtres de 0,45 à 0,7 µm) [figure 8.15] (Hurley et al., 1998; Lawson et al. 2001; Eckley et Branfireun, 2008b). Alors que les concentrations supérieures de mercure dans les eaux de ruissellement urbaines sont associées à l'élévation soudaine des eaux de ruissellement mesurées à l'hydrogramme, les plus grosses charges de mercure sont associées aux périodes de débit de pointe (Eckley et Branfireun, 2008b).

Les bilans massiques des apports en mercure dans la pluie et du mercure résultant dans les eaux de ruissellement provenant du bassin versant dans la région du Grand Toronto (figure 8.12) démontrent que les surfaces urbaines agissent comme des puits nets de mercure pendant les averses de faible intensité et comme des sources nettes de mercure pendant les averses de plus forte intensité (tableau 8.4; Eckley et Branfireun, 2008b). Dans l'ensemble, sur plusieurs chutes de pluie distinctes présentant des caractéristiques et des intensités variables, la somme des bilans massiques laisse croire à une accumulation nette limitée de mercure en surface au fil du temps et

à un très haut rendement du bassin versant (89 %). Ce rendement est bien plus élevé que celui qu'on observe dans les zones naturelles, qui varie généralement entre 10 et 30 % en raison de la forte rétention du mercure par la matière organique présente dans le sol (Mason *et al.*, 1997; Driscoll *et al.*, 1998). La comparaison de bassins versants urbains présentant des couvertures terrestres de diverses compositions donne à penser que le rendement d'exportation du mercure d'un bassin versant diminue en parallèle avec la diminution du pourcentage de zones couvertes d'un revêtement (Eckley et Branfireun, 2008b).

8.2.6.4 Méthylation du mercure dans les zones urbaines

L'urbanisation diminue peut-être le potentiel de formation du méthylmercure en remplacant les éléments du paysage naturel associés à la méthylation (p. ex. les eaux anoxiques, les sols et les sédiments qu'on retrouve habituellement dans les terres humides et les tourbières) par des surfaces imperméables. comme des routes, des stationnements et des toits (Lawson et al., 2001; Hurley et al., 1995). Ces surfaces urbaines réduisent la capacité d'infiltration, ce qui augmente l'exposition du mercure à l'atmosphère (c.à-d. les conditions oxydantes), et sont généralement conçues pour éviter la formation de flagues en dirigeant rapidement l'eau vers les voies navigables à proximité. De plus, la forte proportion de mercure associé à des particules dans les zones urbaines pourrait réduire sa biodisponibilité pour la méthylation, ce qui se traduirait par de plus faibles concentrations de méthylmercure dans les rivières urbaines comparativement à ce qu'on observe dans les zones rurales (Hurley et al., 1995, 1998; Lawson et al., 2001). Néanmoins, certaines composantes de l'infrastructure urbaine démontrent une capacité à faciliter la méthylation, notamment les bassins de retenue des eaux pluviales et les terres humides artificielles. Des mesures prises dans une terre humide artificielle de Floride ont indiqué des rapports méthylmercuremercure total pouvant atteindre 83 % dans des échantillons d'eau filtrée (Rumbold et Fink, 2006). Dans la région du Grand Toronto, Eckley et Branfireun (2009) ont mesuré, dans des eaux stagnantes d'égout pluvial, des rapports méthylmercure-mercure total pouvant atteindre 35 % dans des échantillons d'eau

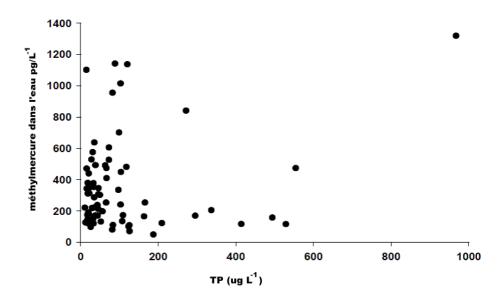


FIGURE 8.16 Représentation graphique des concentrations de méthylmercure dans l'eau par rapport aux concentrations de phosphore total dans 72 terres humides échantillonnées durant l'été (de la mi-juin à la mi-août), de 2000 à 2002 (Holmes, 2005)

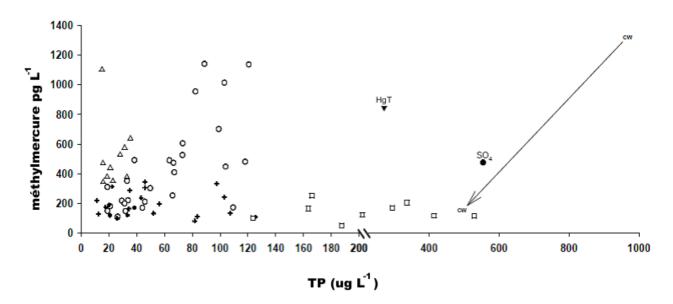


FIGURE 8.17 Représentation graphique des concentrations de méthylmercure dans l'eau par rapport aux concentrations de phosphore total dans 72 terres humides échantillonnées durant l'été (de la mi-juin à la mi-août), de 2000 à 2002 [axe des x élargie à une fourchette de 0 à 200 μg/L-1 de phosphore total] (Holmes, 2005). Les terres humides dont le pH est inférieur à 6,0 sont indiquées par le symbole Δ, les valeurs Eh supérieures à -50 mV, par le symbole +, et les terres humides où une forte odeur de sulfure a été relevée dans l'eau et les sédiments, par le symbole □. On a découvert deux zones humides présentant un niveau anormalement élevé de mercure total et de sulfates dans l'eau; ceux-ci sont indiqués respectivement par les symboles THg ▼ et SO⁴ •. Le symbole « cw » indique une terre humide artificielle échantillonnée le 16 juin 2001 (1 319 pg/L-1 de méthylmercure, 967 μgL-1 de phosphore total) et le 17 juillet 2001 (158 pg/L-1 de méthylmercure, 554 μg/L-1 de phosphore total).

filtrée. Cette dernière recherche comportait aussi le calcul des bilans massiques du méthylmercure des apports dans les précipitations et des quantités résultantes dans les eaux de ruissellement d'un bassin versant urbain. Les résultats donnent à penser que la méthylation du mercure se produit parfois dans le réseau d'égouts pluviaux.

8.2.7 Agriculture

Plus de 90 % des dépôts secs et humides de mercure naturel et anthropique se retrouvent dans les sols (Lindqvist et al., 1991). Le mercure peut s'accumuler dans les sols, puis être libéré dans l'air ou dans l'eau, selon les conditions géochimiques et biologiques. En Amérique du Nord, les flux de mercure moyens vers l'atmosphère des sols forestiers couverts de litière ou des sols des terres herbeuses varient entre -0,55 et 2,3 ng/m⁻²/h⁻¹ (p. ex. Boudala et al., 2000; Beauchamp et al., 2002; Bash et al., 2004; Quinones et Carpi, 2011), alors que ceux des champs agricoles varient entre 0.1 et 2.9 ng/m⁻²/h⁻¹ (Poissant et Casimir, 1998; Cobbett et Van Heyst, 2006). Du fait de la grande variabilité inhérente aux flux de mercure des différents types de sols vers l'atmosphère, il est difficile de mesurer l'incidence des pratiques agricoles sur ces flux. Néanmoins, Bash et al. (2004) ont modélisé des taux d'émissions de mercure du sol considérablement plus élevés en provenance de sites agricoles chauds comparativement à ceux des sols forestiers voisins et attribué ces différences à l'effet isolant qu'aurait le feuillage des arbres pour les sols forestiers. De même, Boudala et al. (2000) et Beauchamp et al. (2002) ont aussi observé des émissions de mercure considérablement plus élevées en provenance des sols du parc national du Canada Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse, après l'avoir exposé directement au rayonnement solaire. Beauchamp et al. (2002) ont aussi rapporté que du till remanié sur une profondeur de deux mètres un mois avant les mesures de flux émettait une quantité considérablement plus élevée de mercure vers l'atmosphère (8,0 ng/m⁻²/h⁻¹) comparativement à ce même sol avant la perturbation $(0.9 \text{ ng/m}^{-2}/\text{h}^{-1}).$

Une fois déposé sur les sols, le mercure atmosphérique se lie aux matières organiques terrestres (Lucotte et al., 1995; Teisserenc et al., 2011). Étant donné que les pratiques agricoles influent sur la dynamique du carbone terrestre (Baker et al., 2007), le mercure transféré des sols cultivés vers les systèmes aquatiques pourrait être modifié considérablement comparativement à celui qui provient de sols à l'état naturel, c.à-d., des praires naturelles ou des sols forestiers. Les pratiques de monoculture et le remaniement excessif du sol affaiblissent les agrégats du sol, qui deviennent vulnérables à l'eau et à l'érosion éolienne. À l'échelle mondiale, jusqu'à 106 hectares de terres arables disparaissent chaque année à cause de l'érosion (Pickhardt et Fisher, 2007). Les complexes mercure-matières organiques terrestres peuvent être transportés hors des bassins versants des lacs au moyen des eaux de ruissellement de surface ou de l'érosion des horizons pédologiques (Louchouarn et al., 1999; Mierle et Ingram, 1991; Wiener et al., 2006). L'identification moléculaire des composés organiques par Caron et al. (2008) a démontré que les matières organiques terrestres présentes dans la colonne d'eau des rivières qui traversent les basses terres du Saint-Laurent, au Québec, sont dominées par les apports de matière organique provenant des champs de maïs plutôt que par ceux des forêts. L'étroite corrélation entre les matières organiques des champs de mais et les concentrations élevées de mercure dans la matière particulaire en suspension des rivières a mené les auteurs à conclure que l'érosion des sols agricoles est responsable du transfert de la majorité du mercure du sol vers les systèmes aquatiques de cette région d'agriculture industrielle. Le transfert du mercure du sol vers les rivières ne signifie pas nécessairement que le poisson présentera des concentrations de mercure plus élevées, car l'agriculture est également responsable de l'eutrophisation des systèmes aquatiques (Sonesten, 2003) [voir la section 8.3]. Simoneau et al. (2005) et Lavigne et al. (2010) ont découvert que les dorés jaunes et les brochets qui vivent dans le fleuve Saint-Laurent présentent des concentrations de mercure parmi les plus faibles comparativement aux poissons des mêmes espèces ailleurs dans la province de Québec. Selon eux, ce paradoxe serait dû aux hauts taux de croissance des poissons vivant dans des eaux enrichies en éléments nutritifs.

Enfin, l'introduction de mercure dans les terres agricoles par l'épandage de biosolides a possiblement augmenté la quantité de mercure disponible pour la volatilisation dans l'atmosphère. Cobbett et Van Heyst (2007) ont adopté une approche micrométéorologique pour étudier les flux de mercure gazeux provenant de champs agricoles modifiés par des biosolides dans le sud de l'Ontario pendant cinq semaines. Le flux moyen de mercure élémentaire gazeux est demeuré faible, à 0.1 ± 70.2 ng/m⁻²/h⁻¹, dans ces champs modifiés par les biosolides. Cependant, les flux de mercure élémentaire gazeux et de mercure lié à des particules ont augmenté considérablement dans ces champs, et encore plus après la récolte du maïs.

8.3 EUTROPHISATION

L'eutrophisation est le processus d'enrichissement en matières organiques d'un écosystème. L'eutrophisation des lacs, des rivières, des terres humides et des zones océaniques côtières est causée par les apports de sources ponctuelles et non ponctuelles d'azote et de phosphore dans les voies navigables, provenant en grande partie des engrais agricoles et du fumier, des eaux usées humaines et de diverses activités urbaines (p. ex. entretien des pelouses, ruissellement provenant de chantiers de construction). Comme l'azote et le phosphore sont des éléments nutritifs limitants pour la croissance des producteurs primaires, les apports excessifs en provenance des activités anthropiques perturbent la composition des espèces et favorisent la prolifération de certains types d'alque et de phytoplancton, en particulier ceux qui ont tendance à former des efflorescences. De telles proliférations font baisser le taux d'oxygène dissous et tuent les poissons et autres organismes aquatiques (Carpenter et al., 1998). En général, dans les eaux estuariennes et côtières, l'azote constitue l'élément nutritif limitant la production primaire, alors que c'est plutôt le phosphore qui joue ce rôle dans les eaux douces et les terres humides (Vitousek et al., 1997).

La disponibilité des éléments nutritifs dans les systèmes aquatiques est l'un des nombreux facteurs qui influencent le cycle complexe du mercure. L'effet

net de l'eutrophisation interagit avec d'autres facteurs. comme le pH, l'oxygène dissous, la lumière du soleil, le potentiel de redox, les matières organiques, le contenu en fer et en manganèse, qui influent sur le processus de méthylation et sur la biodisponibilité du mercure (Ullrich et al., 2001). La stimulation de la production primaire découlant de l'apport excessif d'éléments nutritifs a tendance à diminuer le taux d'oxygène dissous et à contribuer à des conditions redox encore plus négatives, qui à leur tour, augmentent l'activité des bactéries sulfatoréductrices (BSR) à l'origine de la méthylation du mercure (Benoit et al., 1999). Les bactéries sulfatoréductrices convertissent les sulfates en sulfures d'hydrogène (H²S). C'est la production de sulfures qui, à son tour, influence la spéciation du mercure (Benoit et al., 1999) et le rend moins disponible à l'absorption ou à la méthylation (Covelli et al., 2011). À cet effet, on a constaté que la méthylation du mercure se produit de façon optimale en présence de sulfates limitants et qu'en conséquence, les autres substrats, comme les matières organiques, sont nécessaires au métabolisme des bactéries sulfatoréductrices, de sorte que la production de sulfures n'inhibe pas de manière significative la méthylation du mercure (Benoit et al., 1999). En plus des taux d'oxygène à la baisse, la production primaire accrue introduit aussi plus de matières organiques dans les écosystèmes, fournissant plus d'éléments nutritifs aux communautés microbiennes et stimulant leur activité. On a constaté que la méthylation du mercure dans les sédiments d'eau douce et les sédiments marins est corrélée positivement avec la teneur en matières organiques des sédiments (Choi et Bartha, 1994; Hadjispyrou et al., 1998) et le degré général d'eutrophisation (Gilmour et al., 1998).

En dépit des observations selon lesquelles l'eutrophisation accroît les taux de méthylation du mercure, un certain nombre d'études ont démontré que les organismes aquatiques provenant de systèmes plus eutrophes accumulent généralement moins de mercure que ceux qui proviennent d'environnements oligotrophes plus pauvres en éléments nutritifs. L'eutrophisation et les efflorescences algales accrues sont souvent associées à une dilution de la biomasse du mercure dans le phytoplancton et à une dilution de la biomasse du

mercure à cause de la croissance rapide et des taux de reproduction qui en découlent dans les communautés de broutage du zooplancton (Karimi et al., 2007). Les concentrations diminuées de mercure par unité dans les algues et les proies du zooplancton sont ensuite transmises vers le haut de la chaîne alimentaire, se traduisant par des poissons présentant des concentrations de mercure plus faibles dans des conditions eutrophiques (Chen et al., 2000; Pickhart et al., 2005; Lange et al., 1993; Kidd et al., 1999). On a laissé entendre que le taux de croissance supérieur des organismes qui vivent dans des systèmes plus riches en éléments nutritifs pourraient être à l'origine de leurs charges de contaminants généralement moindres [c.-à-d. la dilution par croissance] (Larsson et al., 1992; Schindler et al., 1995; Simoneau et al., 2005; Lavigne et al., 2010). Cette hypothèse a été posée par Essington et Houser (2003), qui ont démontré que l'eutrophisation expérimentale (par ajouts d'azote et de phosphore à un lac entier) donnait lieu à de plus gros poissons (perchaudes) présentant de plus faibles concentrations de mercure. Par ailleurs, Pickhardt et al. (2002; 2005) ont constaté que les concentrations de méthylmercure dans le zooplancton étaient plus basses quand les algues étaient plus abondantes, ce qui constitue un mécanisme possible (dilution de la biomasse) de l'effet de diminution des charges de contaminants observé dans le biote des systèmes plus riches en éléments nutritifs. Un certain nombre d'autres études ont rapporté des résultats similaires, soit de plus faibles concentrations de mercure dans les biotes provenant d'environnements plus eutrophes (Adams et al., 2009; Chen et al., 2005; Larsson et al., 2007; Wang et al., 2011).

Les concentrations de matières organiques sont généralement plus élevées dans les systèmes plus eutrophes et bon nombre d'études ont aussi constaté que les concentrations de carbone organique sont associées positivement à la bioaccumulation du mercure dans les poissons et autres organismes aquatiques (Driscoll *et al.*, 2007; Watras *et al.*, 1998). Cependant, le rôle des matières organiques dans la biogéochimie du mercure est complexe (Ravichandran, 2004) et certaines études ont observé qu'à fortes concentrations, la relation entre les matières organiques et les concentrations de mercure

est inversée dans le biote (Driscoll et al., 1995). En outre, on en arrive à cette même conclusion partout dans le monde. Dans le centre de la Chine. Mend et al. (2010) ont comparé les taux de méthylation du mercure dans un réservoir hypereutrophe et un réservoir mésotrophe, et ils ont découvert que la méthylation nette était plus élevée dans le système plus eutrophe. Une étude connexe dans les mêmes systèmes du centre de la Chine (Yan et al., 2010) a noté que les concentrations de mercure dans le poisson étaient aussi plus élevées dans le réservoir plus eutrophe. Gray et Hines (2009) et Montgomery et al. (2000) attribuent également les hauts taux de production de méthylmercure aux conditions eutrophiques des réservoirs américains et canadiens. dans lesquels les conditions biogéochimiques favorisent l'activité des bactéries sulfatoréductrices. De manière similaire, Stone et al. (2011) ont observé que les concentrations de mercure dans le doré jaune étaient plus élevées dans les lacs naturels et les ouvrages de retenue plus productifs (comportant des teneurs en phosphore plus élevées) dans le Dakota du Sud. Ainsi, même si un certain nombre d'études ont constaté que l'eutrophisation atténue la bioaccumulation globale du mercure par l'intermédiaire de la dilution par croissance et de la dilution de la biomasse, d'autres semblent indiquer que les conditions eutrophiques peuvent favoriser une bioaccumulation accrue du mercure si le taux de production de méthylmercure est optimal et que, par conséquent, il l'emporte sur les effets atténuateurs. L'effet net de l'eutrophisation sur le potentiel de méthylation et de bioaccumulation du mercure est donc hautement spécifique aux conditions biogéochimiques des écosystèmes individuels.

8.3.1 Eutrophisation des terres humides

Beaucoup des zones humides restantes et des zones humides nouvellement créées en Ontario et ailleurs au Canada sont situées près de terres agricoles. L'eutrophisation des terres humides par les apports anthropiques est un problème commun qui prend de l'ampleur à l'échelle mondiale (Mitsch et Gosselink, 1993, Carpenter *et al.*, 1998, Pringle et Barber, 2000). L'enrichissement en éléments nutritifs change fréquemment la structure et la fonction des terres humides en modifiant les communautés

algales et microbiennes, en réduisant le périphyton et en modifiant drastiquement les communautés de macrophytes. En outre, la biomasse et la production de litière augmentent, et les eaux et les sédiments du fond deviennent anoxiques. Il semble que le phosphore, plutôt que l'azote, constitue l'élément nutritif limitant dans bon nombre de terres humides d'eau douce (Bedford et al., 1999). Holmes et Lean (2006) et Holmes (2005) ont examiné le rôle du phosphore total sur les niveaux de méthylmercure dans les eaux des terres humides tempérées (figures 8.16 et 8.17). Ces chercheurs ont étudié des terres humides dont les eaux présentent des concentrations de phosphore total variant de niveaux considérés comme oligotrophes à des niveaux hautement eutrophiques (de 16 à 967 µg/L-1), ainsi que des niveaux de sulfates s'échelonnant de 3,1 à 183 μg/L⁻¹ (en moyenne, 8,9 μg/L⁻¹). À première vue, il semblerait que des niveaux plus élevés de phosphores occasionneraient des niveaux plus faibles de méthylmercure, mais seulement jusqu'à 120 µg/L⁻¹. Les terres humides du Bouclier canadien présentant un faible pH se déplacent vers la droite (plus de méthylmercure) comparativement à des eaux relativement neutres (pH supérieur à 6,0). Cependant, des concentrations de phosphore total supérieures à 120 μg/L⁻¹ occasionnent de fortes concentrations de sulfures à la surface des terres humides (Eh < -100 mV; Eh est la mesure de la tendance de réduction [gain d'électrons] d'une espèce dans un système aquatique). Dans ces conditions environnementales, la biodisponibilité du Hg²⁺ pour la méthylation est réduite et, par conséquent, les concentrations de méthylmercure demeurent faibles. Certaines zones humides présentant de faibles concentrations de méthylmercure dans l'eau affichent aussi dans les sédiments de surface des valeurs Eh inférieures à -50 mV (indiquées par un « + » dans la figure 8.17) sur un large intervalle de phosphore total (de 11 à 125 μg/L⁻¹), ce qui laisse supposer que le phosphore total n'est pas l'élément nutritif limitant dans ces terres humides. La matrice de corrélation de Pearson, qui analyse l'ensemble des 17 variables mesurées par Holmes et Lean (2006) dans 42 zones humides, montre des corrélations positives statistiquement significatives entre le méthylmercure et le mercure total, entre le phosphore total et le SO₄, entre le fer et le manganèse, et entre le

calcium et le magnésium, le calcium et le magnésium étant corrélés négativement avec la valeur Eh des sédiments (r < -0.70). On a fait des observations semblables dans les régions marécageuses de la Floride (Stober et al., 1998), où de faibles concentrations de méthylmercure ont été relevées dans les eaux, les eaux interstitielles et les sédiments les plus eutrophiques, anoxiques et sulfurés. On pense que ce phénomène serait le résultat de la disponibilité réduite du Hg²⁺ pour la méthylation en raison de sa complexation avec les sulfures (Gilmour et Capone, 1987, Benoit et al., 1999). Les faibles niveaux de méthylmercure conjointement avec la haute teneur en phosphate dans les terres humides sulfurées pourraient donc être le résultat de l'inhibition par les sulfures de la méthylation du mercure, et contribuer à l'influence négative du phosphore total sur le méthylmercure.

8.3.2 Eutrophisation causée par l'aquaculture

L'aquaculture constitue une importante industrie des côtes atlantique et pacifique du Canada et elle prend de l'expansion dans les eaux intérieures aussi. Le poisson d'élevage le plus courant au pays, le saumon, soutient les industries concentrées sur les côtes de la Colombie-Britannique et de la baie de Fundy au Nouveau-Brunswick. Le saumon est élevé dans des cages submergées dans les eaux côtières, un processus qui entraîne l'introduction d'éléments nutritifs dans les eaux environnantes par l'intermédiaire de l'alimentation et des déchets des poissons (Chambers et al., 2001). Les effets des ajouts d'éléments nutritifs découlant de l'élevage de saumons dans les eaux et les habitats benthiques environnants correspondent notamment à des taux accrus de sédimentation, à l'introduction de plus grandes quantités de matières organiques et à la stimulation de l'activité des bactéries aérobies, ce qui provoque une hypoxie et, au bout du compte, la stimulation des bactéries anaérobies, en particulier les bactéries sulfatoréductrices (Gray et al., 2002). Par contre, l'hypoxie est rare dans la baie de Fundy en raison de la forte action des marées (Pêches et Océans Canada, 2004) et on a posé comme hypothèse que les périodes d'hypoxie près des sites aquacoles

marins seraient généralement mineures dans des eaux bien mélangées (Pêches et Océans Canada. 2006). On a démontré que l'élevage de saumons dans la baie de Fundy modifie la composition et le contenu en éléments nutritifs de la communauté benthique. engendrant des excès initiaux d'éléments nutritifs et des sommets dans la biomasse microbienne, suivis de baisses subséquentes de ces paramètres sur une période de cinq ans. (Pohle, Frost et Findlay, 2001). Le changement dans la composition des espèces et la diminution de la diversité des espèces peuvent modifier les longueurs de chaînes alimentaires et influer sur le degré de bioaccumulation du mercure dans les écosystèmes (van der Zanden et Rasmussen. 1996). On connaît très peu d'études directes sur la facon dont les modifications de la structure de l'écosystème découlant de l'élevage des saumons pourraient influer sur la méthylation du mercure ou sur son accumulation dans le biote, bien qu'on ait attribué une production élevée de méthylmercure à des conditions eutrophiques dans un réservoir chinois soutenant des cages d'aquaculture (Meng et al., 2010). D'autres recherches sont nécessaires pour comprendre les effets à plus long terme de la salmoniculture sur la structure du réseau trophique et la production primaire (Pêches et Océans Canada, 2006), en vue de déterminer ses répercussions sur l'accumulation du mercure dans les écosystèmes d'eau douce et marins.

8.3.3 Eutrophisation déclenchée par l'agriculture

Le lessivage des terres cultivées est généralement considéré comme une source d'éléments nutritifs non ponctuelle pour les systèmes aquatiques (Carpenter et al., 1998). L'avènement de l'agriculture industrielle a modifié fondamentalement le cycle mondial des éléments nutritifs, à la fois indirectement, par le ruissellement des terres défrichées et le drainage des terres humides, et plus directement, par le lessivage et le ruissellement de l'excès d'éléments nutritifs provenant des sols agricoles fertilisés et des déchets animaux vers les ruisseaux, les rivières et les eaux côtières (Vitousek et al., 1997). Chambers et al. (2001) ont rapporté que depuis le milieu des années 1900, la production agricole a plus ou moins doublé au

Canada, augmentant l'application généralisée d'éléments nutritifs dans les engrais et la production de déchets animaux. Ces ajouts d'éléments nutritifs aux terres canadiennes ont causé l'eutrophisation des milieux aquatiques, entraînant une dégradation des habitats et une perte de biodiversité dans certaines parties du pays. Au Canada, les systèmes aquatiques de la vallée du fleuve Saint-Laurent, de l'Île-du-Prince-Édouard, de la vallée du Fraser en Colombie-Britannique et de vastes régions des Prairies ont subi une eutrophisation causée par les activités agricoles (Chambers et al., 2001). Dans les écosystèmes d'eau douce naturels tempérés, plusieurs études ont montré que les concentrations biotiques de mercure tendent à être plus faibles dans les systèmes plus eutrophes (Kidd et al., 1999; Larsson et al., 2007). Les études directes nous en apprennent très peu à propos des impacts de l'eutrophisation agricole sur le cycle du mercure dans les écosystèmes aquatiques. mais les expériences d'ajout d'éléments nutritifs à des lacs entiers afin d'imiter l'eutrophisation anthropique aboutissent à des concentrations de mercure considérablement plus faibles dans les perchaudes des lacs enrichis d'éléments nutritifs comparativement à celles des lacs de référence plus oligotrophes (Essington et Houser, 2003). Les résultats de ces études sont attribués aux effets de la dilution par croissance et de la dilution de la biomasse. À l'inverse, d'autres études ont lié des concentrations biotiques de mercure plus élevées à une production accrue de méthylmercure découlant des conditions eutrophiques dans les eaux retenues (Grav et Hines. 2009; Stone et al., 2011). Aucune étude n'a encore examiné directement les effets des activités agricoles sur le cycle du mercure, mais il est possible que ces activités causent des accroissements localisés de méthylation du mercure dans les zones avant subi une eutrophisation importante. Il reste que c'est l'équilibre entre la production accrue de méthylmercure et la dilution biologique du mercure, ainsi que beaucoup de facteurs biogéochimiques, qui déterminent, en fin de compte, si l'enrichissement en éléments nutritifs atténue ou exacerbe les effets de l'accumulation de mercure dans les réseaux alimentaires aquatiques.

8.3.4 Urbanisation et eutrophisation

Les zones urbaines comprennent une multitude de sources de quantités excessives d'éléments nutritifs susceptibles d'entrer dans les voies navigables et de contribuer à l'eutrophisation. On retrouve notamment, parmi ces sources, les eaux usées et les eaux d'égout, les déchets solides, le ruissellement général (eaux de ruissellement, engrais pour gazon, déchets d'animaux de compagnie) et l'érosion provenant des chantiers de construction (Carpenter et al., 1998). Les fosses septiques des zones rurales (p. ex. les lotissements de chalets dans le sud de l'Ontario) constituent aussi une source d'éléments nutritifs en excès vers les écosystèmes aquatiques (Chambers et al., 2001). S'il est vrai que les rejets de phosphates provenant des eaux usées municipales vers les eaux intérieures et côtières du Canada ont diminué depuis le début des années 1980, la charge de phosphore total provenant des déchets municipaux est fortement concentrée dans certaines parties du pays (municipalités du lac Ontario, de la péninsule du Niagara, de la vallée du fleuve Saint-Laurent et de la côte sud du Pacifique), rendant ces régions plus susceptibles de subir une eutrophisation que les régions moins densément peuplées (Holeton et al., 2011). Par contre, étant donné que le phosphate limite généralement la production primaire dans les écosystèmes d'eau douce, la réduction des apports en phosphore (p. ex. dans les détergents) a aidé à atténuer les effets de l'eutrophisation dans les eaux intérieures (Chapra, 1980). Cependant, la quantité d'azote issu des déchets municipaux a augmenté au cours des dernières décennies (Chambers et al., 2001), ce qui pourrait poser plus de problèmes dans les estuaires et les eaux côtières, car l'azote est un élément limitant pour la production primaire marine.

Du fait de la nature dynamique des eaux côtières canadiennes et des zones localisées d'eutrophisation. il pourrait s'avérer difficile d'isoler les effets attribuables aux apports anthropiques d'éléments nutritifs en excès sur le cycle du mercure ou sur son accumulation dans le biote aquatique. En revanche, sur le plan de l'hydrologie, la majorité des rivières et des plans d'eau intérieurs sont moins dynamiques que les environnements côtiers. Cette caractéristique a contribué aux problèmes de l'eutrophisation causée par les déchets municipaux, en particulier dans les régions comme celles du lac Érié et certaines parties du lac Ontario, où vivent des populations humaines très nombreuses (Charlton, 1997). De manière similaire, des rivières telles que la rivière Qu'Appelle (Leavitt et al., 2006), la rivière Saskatchewan, la rivière Bow (Wassenaar et al., 2010) et la rivière Saint-Jean, ainsi que le fleuve Saint-Laurent (Chambers et al., 2001; Curry et al., 2011) ont tous subi une eutrophisation dans les zones de déversement des eaux résiduaires industrielles et municipales. Les effets de cette eutrophisation comprennent notamment des réductions de l'oxygène dissous et des modifications des assemblages d'espèces. Van Duong et Han (2011) ont constaté que le flux de méthylmercure provenant des sédiments vers l'eau sus-jacente en aval d'un point de déversement des eaux d'égout était plus élevé dans des conditions plus hypoxiques, donnant à penser que des conditions de faibles teneurs en oxygène pourraient possiblement augmenter la quantité globale de méthylmercure dans les eaux en aval. Néanmoins, il existe peu de preuves indiquant que l'eutrophisation découlant des eaux résiduaires municipales serait susceptible d'exacerber la méthylation du mercure ou de mener à des concentrations de mercure plus élevées dans les organismes à grande échelle. La plupart des



études semblent indiquer que l'eutrophisation cause la dilution biologique du mercure et des autres contaminants. Par exemple, les dorés jaunes pêchés immédiatement en aval de Montréal présentaient les concentrations en mercure les plus basses à longueur normalisé comparativement à tous les poissons de cette même espèce pêchés ailleurs au Québec; cette observation a été attribuée aux taux de croissance plus rapide des poissons dans les eaux enrichies d'éléments nutritifs du fleuve Saint-Laurent (Simoneau et al., 2005; Lavigne et al., 2010). Néanmoins, les déchets urbains peuvent contenir de fortes concentrations de contaminants de sources industrielles, de sorte que les eaux qui recoivent les fortes charges d'éléments nutritifs provenant des déchets municipaux peuvent également recevoir de fortes concentrations de métaux comme le mercure (Chambers et al., 2001). Mugan (1996) a observé que les concentrations de mercure total étaient considérablement réduites dans les installations de traitement des eaux usées efficaces du Wisconsin, aux États-Unis, soit des concentrations movennes dans les effluents de 2 à 45 ng/L⁻¹. De même, les données des rivières Assiniboine et Rouge, qui recoivent les eaux usées de la ville de Winnipeg, au Manitoba, indiquent des concentrations de mercure total variant de 3 à 32 ng/L⁻¹, ce qui est légèrement plus élevé que dans les eaux non polluées, mais l'efficacité d'élimination du mercure total grâce au traitement municipal a été évaluée à environ 88 % dans cette étude (Bodaly et al. 1998). Les concentrations de méthylmercure de ces rivières variaient de 0.16 à 0.41 ng/L⁻¹, avec certaines pointes dans les eaux réceptrices (jusqu'à 2 ng/L-1) qui ont été attribuées à des problèmes de démarrage d'une installation de traitement. Il est possible que des zones de forte méthylation du mercure surviennent localement dans les zones de déversement de déchets municipaux ou industriels, en particulier aux endroits où de hauts taux de mercure sont rejetés. Très peu de preuves indiquent que ces zones localisées pourraient avoir des effets généralisés sur le cycle de mercure à l'échelle régionale et nationale, dans la mesure où les zones d'eutrophisation semblent être d'étendue relativement limitée et que beaucoup d'autres facteurs interdépendants influencent aussi la biogéochimie du mercure.

8.4 ACIDIFICATION

Les pluies acides constituent un problème grave pour les eaux canadiennes depuis les années 1950 et 1960 (Schindler, 1988; Jeffries, 1997; Jeffries et al., 2004). Certaines eaux peuvent présenter naturellement un faible pH, par exemple à cause des apports d'acides organiques provenant de terres humides, mais dans la partie sud-est du pays, l'acidification des eaux de surface est principalement attribuable aux activités humaines. Le terme général « pluies acides » sert à décrire les substances acides se trouvant dans les particules sèches et les dépôts humides, comme la pluie et la neige. Les précipitations acides sont causées par les émissions de précurseurs acides (comme le dioxyde de soufre ou SO₂) provenant d'éruptions volcaniques, par les émissions de SO. provenant de l'industrie (p. ex. fonderies de métaux) et d'oxydes d'azote (NO_x; c.-à-d. nitrates, nitrites) et par le SO₂ provenant du raffinage ou de la combustion de combustibles fossiles (p. ex. l'essence dans les véhicules, la production d'énergie alimentée au charbon, les raffineries de pétrole). Le SO_a et le NO_y peuvent être transportés sur des distances plus ou moins longues (jusqu'à des milliers de kilomètres) dans les courants venteux jusqu'au moment de leur transformation et de leur dépôt sous forme d'acides sur le paysage. Par conséquent, les systèmes qui se trouvent plus près (p. ex. les fonderies de métaux de Sudbury, en Ontario; Dixit, Dixit et Evans, 1987), ou en aval (p. ex. le Canada atlantique situé en aval de l'activité industrielle lourde du nord-est des États-Unis; Clair et al., 2007a; 2007b) de ces émissions sont touchés par des précipitations acides.

À la suite de contrôles imposés sur les rejets de sulfates en provenance des industries imposés par l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air, les concentrations mesurées dans la pluie et l'eau des lacs (de 28 à 34 % des lacs surveillés entre 1990 et 2001) sont à la baisse dans plusieurs régions du pays. Les émissions de sulfate récentes en Amérique du Nord sont au moins 40 % plus faibles que celles des années 1980, mais l'acidification demeure un problème pour plusieurs régions du pays (Jeffries et al., 2004; Clair et al., 2007a; 2007b). Un fort pourcentage des voies navigables canadiennes (estimé à 43 %) sont sensibles aux précipitations

acides en raison de la faible capacité de tampon à l'égard de pluies à faible pH de beaucoup de régions de l'Ontario, du Québec et du Canada atlantique. Par conséquent, les lacs et les cours d'eau continuent de présenter un faible pH et une qualité de l'eau réduite comparativement à leur état d'avant la révolution industrielle.

8.4.1 Effets de l'acidification sur le cycle biogéochimique du mercure dans les eaux de surface

Le cycle biogéochimique du mercure comporte des interactions entre plusieurs formes inorganiques et organiques et les éléments nutritifs présents dans la colonne d'eau; on sait que certains de ces processus sont influencés par l'acidification des eaux de surface. D'abord, les dépôts atmosphériques de mercure sont accrus par certains des processus mêmes qui causent les pluies acides (p. ex. combustion de charbon pour la production d'électricité) et le mercure nouvellement déposé à la surface de l'eau est plus disponible pour la méthylation (Nelson et Campbell, 1991). Ensuite, les formes ioniques de mercure inorganique (Hg²⁺) ou organique (CH₂Hg⁺) se lient à des ligands organiques ou (p. ex. carbone organique dissous, cystéine) ou inorganiques (CI-, OH-) dans l'eau, où certains de ces ligands augmentent ou diminuent la disponibilité du mercure pour l'absorption par les organismes. Quand les eaux présentent un pH plus faible. la compétition pour ces ligands augmente entre le mercure et le H+, ce qui diminue le partage du mercure se liant au carbone organique dissous dans l'eau (Benoit et al., 2001). Ce partage aura une incidence sur les bactéries et d'autres organismes de telle sorte que les ligands du mercure à de plus grosses molécules de carbone organique dissous seront moins disponibles pour traverser les membranes que les plus petits complexes mercurecarbone organique dissous. Bien qu'on ne comprenne pas encore pleinement la manière dont les eaux présentant un pH plus faible modifient le partage du mercure aux ligands, les différences dans cette disponibilité au biote se produisent sur un gradient d'acidité. Enfin, les cycles du mercure et du soufre sont étroitement liés. Les sulfates (l'anion dominant dans les pluies acides) stimulent la méthylation

par les bactéries sulfatoréductrices (Gilmour et al., 1992). Par conséquent, des concentrations accrues de sulfates dans les eaux de surface en raison de précipitations acides entraînent généralement de plus grandes quantités de méthylmercure (Watras et al., 2006). Les sulfures peuvent se lier au mercure et réduire sa biodisponibilité, tandis que les petites molécules contenant du soufre, comme la cystéine, peuvent augmenter l'absorption dans les bactéries (Schaefer et Morel, 2009). Un certain nombre d'études ont démontré une relation inverse entre le pH des lacs et les concentrations de mercure dans les eaux (Vaidya et al., 2000; Rencz et al., 2003). Par ailleurs, l'acidification expérimentale d'un lac a donné lieu à de plus hauts taux de méthylmercure (mais pas de mercure total) pendant l'acidification, résultat qui a été attribué à des modifications touchant un certain nombre de processus biogéochimiques, tels la méthylation du mercure et le temps de séjour, ainsi qu'à la disponibilité du substrat pour les bactéries sulfatoréductrices (Watras et al., 2006).

8.4.2 Effets de l'acidification sur le mercure dans le biote

Les concentrations de méthylmercure dans les biotes vivant dans des eaux acides sont souvent plus élevées que celles mesurées dans les mêmes espèces vivant dans des systèmes avant un pH plus élevé (Spry et Wiener, 1991; Wren et al., 1991; Westcott et Kalff, 1996; Scheuhammer et Graham, 1999; Rencz et al., 2003; Rennie et al., 2005; Burgess et Hobson, 2006; Éthier et al., 2008; Chételat et al., 2011). Par exemple, le taux de mercure inorganique dans les crapets-soleils d'un lac plus acide (pH de 5,25; 0,58 µg/g⁻¹ en poids sec) est trois fois plus élevé que celui de la même espèce dans un lac moins acide (pH de 6,31; 0,18 μg/g⁻¹ en poids sec) dans la région de Muskoka-Haliburton, en Ontario (Scheuhammer et Graham, 1999). S'il est vrai que les taux de mercure plus élevés trouvés dans les systèmes plus acides sont attribuables à un certain nombre de facteurs biotiques et abiotiques, le mécanisme principal demeure inconnu. Le fort taux de mercure biotique pourrait être dû à des apports plus élevés de mercure dans les pluies acides, à la plus grande disponibilité du mercure pour l'accumulation dans les organismes

et à la plus grande production de méthylmercure ou aux effets indirects de l'acidification sur la productivité des écosystèmes (c.-à-d. une plus faible dilution de la biomasse du mercure par les algues) ou les taux de croissance des organismes (c.-à-d. de plus faibles taux de croissance des organismes de niveau trophique supérieur). L'acidification des eaux canadiennes a vraisemblablement contribué, bien que cette contribution reste difficile à quantifier. aux concentrations élevées de mercure observées actuellement dans les poissons et d'autres biotes dans certaines régions du pays. La diminution de la qualité de l'eau causée par l'acidification influe directement ou indirectement sur les concentrations biotiques de mercure. Plus le pH est faible, plus les concentrations aqueuses de métaux présentes dans les eaux acides diminuent la croissance, la survie et la reproduction des poissons, des invertébrés et des producteurs primaires, augmentant l'absorption de métaux toxiques dans le biote et constituant une menace majeure à la biodiversité aquatique (Nelson et Campbell, 1991; Jeffries, McNicol et Webber, 2004; Lacoul et al., 2011).

En dépit du rétablissement chimique par rapport à l'acidification observé dans certaines régions de l'Ontario et du Québec (Schindler, 1988; Keller et al., 2003), le rétablissement biologique (p. ex. le rétablissement du fonctionnement communautaire et des interactions du réseau trophique) semble survenir de manière plus sporadique et constituer un processus plus lent, s'étendant parfois sur plusieurs dizaines d'années. Les pluies acides influent directement sur les organismes par leurs effets toxiques sur la physiologie des ions H⁺ ou par des modifications de la constitution du colloïde métallique, ou indirectement par leurs effets sur la disponibilité des espèces proies ou par la réduction du carbone organique dissous absorbant les rayons ultraviolets (UV). Par conséquent, les eaux acides comportent des réseaux trophiques plus simples, affichant une biodiversité réduite et une abondance modifiée (souvent réduite) d'organismes à tous les niveaux trophiques (y compris les oiseaux piscivores). Ce résultat est attribuable à la diminution de la disponibilité et de la qualité des proies (ou des éléments nutritifs, comme les HCO₂- pour les algues), ainsi qu'à la toxicité directe associée à un faible pH

ou à de hautes teneurs en métaux (Scheuhammer, 1991; Scheuhammer et al., 1997; Jeffries et al., 2004, Burgess et Meyer, 2008). Certaines espèces sont plus sensibles (p. ex. le touladi) aux conditions acides que d'autres (p. ex. la perchaude; Lacoul et al., 2011), de sorte que les lacs dont le pH diminue perdront sans doute les espèces vulnérables à l'acidité en premier (Schindler, 1988). Un pH inférieur à 6 est considéré comme un seuil biologique, car un nombre inférieur d'espèces se développe dans ces conditions. Par exemple, la richesse moyenne des espèces du zooplancton, qui dépasse 10 à un pH supérieur à 6, descend à 8. Un pH inférieur à 6 et une acidification extrême peuvent se traduire par la perte de jusqu'à 70 % des espèces d'algue (Jeffries et al., 2004). L'abondance de certaines espèces d'éphémères sensibles à l'acidification est plus de dix fois inférieure à un pH de moins de 5,5 comparativement à un pH de plus de 5,5 (Jeffries et al., 2004). La façon dont la perte d'espèces influe sur le cycle du mercure et les concentrations tissulaires demeure inconnue. cependant, il semble de ces effets soient indirects, causés par les changements de disponibilité ou de qualité des proies et les effets subséguents sur la croissance.

En Ontario, les concentrations de mercure dans le poisson ont diminué significativement au cours des dernières années, en dépit d'une charge de mercure en provenance de l'atmosphère constante ou légèrement à la baisse dans les sédiments des lacs. Ce résultat est inattendu du fait qu'on observe généralement une relation entre les émissions industrielles de mercure, les dépôts atmosphériques dans les sédiments des lacs et l'augmentation des concentrations de mercure dans le poisson (Harris et al., 2007). Un facteur immédiat pouvant expliquer cette tendance serait le rétablissement chimique des lacs par rapport à l'acidification. On a posé l'hypothèse que la réduction des dépôts de sulfates de source atmosphérique dans les lacs serait associée à la diminution des taux nets de méthylation du mercure dans les lacs d'Ontario (Drevnick et al., 2007). Des analyses des sédiments des lacs ont révélé que les tendances de pH ne correspondent pas aux modifications des concentrations de mercure dans les sédiments des lacs, mais que les taux de réduction des sulfates et des dépôts de sulfates

constituent des facteurs importants (Drevnick et al., 2007). Certaines études ont montré des baisses du taux de mercure dans le poisson qui correspondent aux améliorations de la chimie de l'eau (nord-est des États-Unis, Dittman et Driscoll, 2009; Isle Royale, lac Supérieur, Drevnick et al., 2007), alors que d'autres ont constaté des hausses du taux de mercure dans le poisson malgré une diminution des concentrations de sulfates dans plusieurs lacs (parc national du Canada Keiimkuiik, Nouvelle-Écosse: Wvn et al., 2010), Bien que nous disposions toujours de connaissances limitées quant à savoir si les baisses régionales de pluies acides ont réduit les concentrations de mercure dans les organismes des réseaux trophiques, nous avons progressé en comprenant mieux la chimie des sulfates et la disponibilité du mercure dans les lacs du Canada.

8.5 CHANGEMENTS CLIMATIQUES

On s'attend à ce que toutes les régions du Canada se réchauffent au cours du prochain siècle, tandis que les précipitations, l'humidité du sol et le ruissellement sont susceptibles d'augmenter, de diminuer ou de rester constants, selon les emplacements et les saisons (Lemmen et al., 2008). Ces changements à la température et à l'hydrologie modifient directement le cycle du mercure en plus d'influencer les écosystèmes à divers égards s'appliquant au mercure, notamment des changements à la chimie atmosphérique, terrestre et aquatique, aux cycles du carbone et du soufre, à la productivité biologique et à la structure trophique. Des examens conceptuels des interactions du climat avec les contaminants ont été réalisés antérieurement (p. ex. Schiedek et al., 2007; Noyes et al., 2009) et plusieurs études portent précisément sur les interactions entre le climat et le mercure dans l'Arctique, dont le Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique [PSEA] (Stern et al., 2011).

8.5.1 Changements climatiques du siècle dernier au Canada

Les changements climatiques survenus au Canada et ailleurs dans le monde au cours du siècle dernier sont décrits en détail dans d'autres ouvrages (Lemmen et al., 2008) et résumés brièvement ici afin de fournir les renseignements pertinents sur les liens potentiels entre les changements climatiques et le mercure. Entre 1948 et 2006, la température nationale moyenne au Canada a augmenté de 1,3 °C. plus du double de l'augmentation mondiale pendant la même période (Lemmen et al., 2008). Toutes les régions du Canada se sont réchauffées au cours des dernières années, bien que l'est de l'Arctique soit passé d'une période de refroidissement, des années 1950 aux années 1990, à un réchauffement dans les années 1990, de sorte que les températures moyennes annuelles étaient toujours plus basses d'environ 1,0 à 1,5 °C dans les années 2000 que dans les années 1950 (Lemmen et al., 2008; Zhang et al., 2000). Dans le nord-ouest du Canada, les températures hivernales ont augmenté de plus de 3 °C entre 1948 et 2003. La fréquence et l'intensité des conditions météorologiques exceptionnelles ont aussi changé au cours des 50 dernières années. Il est très probable que les jours froids, les nuits froides et les gelées deviennent moins fréquents sur la plupart des aires continentales, alors que les jours chauds et les nuits chaudes deviendront plus fréquents.

Le Canada est aussi devenu plus humide en moyenne au cours des 50 dernières années, la moyenne annuelle des précipitations ayant augmenté de 12 % à l'échelle du pays (Environnement Canada, 2003). La plus grande augmentation du pourcentage de précipitations est survenue dans le Haut-Arctique, tandis que certaines parties du sud du Canada (p. ex. le sud des Prairies) subissaient de plus faibles augmentations ou même des diminutions des précipitations. Par exemple, les précipitations annuelles ont augmenté de 25 à 45 % dans la majeure partie du Nunavut, et de 5 à 35 % dans le sud du Canada (Lemmen et al., 2008). Un ruissellement accru et des débits de pointe printaniers hâtifs sont très probables dans plusieurs cours d'eau alimentés par la fonte des glaciers et de la neige, tout comme le réchauffement des lacs et des rivières de plusieurs régions.

TABLEAU 8.5 Interactions potentielles entre les changements climatiques et le cycle et la bioaccumulation du mercure, dans un scénario d'augmentation de la température, des précipitations, de l'humidité du sol et du ruissellement

Milieu	Processus du mercure modifié	Effet net sur le processus du mercure	Causes	Effet net sur le taux de mercure dans le poisson	Causes
Terrestre Méthylation terrestre		+	 Activité accrue des microbes favorisant la méthylation en raison de la température plus chaude (à court terme) et possiblement, augmentation de la productivité des forêts (à long terme) 	+	- Augmentation de l'exportation terrestre du méthylmercure vers les plans d'eau
			 Modifications possibles des conditions redox en faveur des microbes soutenant la méthylation. Concentrations accrues de mercure(II) inorganique pour la méthylation en raison d'une plus grande quantité de carbone organique dissous 		
			 Couverture accrue des terres humides 		
oxyd	Réduction ou oxydation du mercure	?	 Charge accrue de carbone organique dissous provenant du bassin versant; pénétration moindre de la lumière, mais plus d'agents réducteurs pour la photoréduction 	?	Incertaines
			 Charges d'éléments nutritifs accrues en provenance du bassin versant, susceptibles d'augmenter la réduction biologique 		
Aquatique	Réduction ou oxydation du mercure	+	- Saison libre de glace plus longue	-	 Réduction annuelle accrue du Hg²⁺, quantité moindre de Hg²⁺ disponible pour la méthylation et la bioaccumulation
Aquatique	Sédimentation du mercure	+	 Augmentation de la productivité primaire et de la sédimentation de masse, entraînant une plus grande efficacité du retrait du mercure par enfouissement 	-	 Concentrations de Hg²+ inférieures disponibles pour la méthylation et la bioaccumulation Concentrations de méthylmercure inférieures dans la mesure où le méthylmercure est enfoui de façon plus efficace

TABLEAU 8.5 Suite

Milieu	Processus du mercure modifié	Effet net sur le processus du mercure	Causes	Effet net sur le taux de mercure dans le poisson	Causes
Aquatique	Dégradation du méthylmercure dans la colonne d'eau	?	 Charge accrue de carbone organique dissous en provenance du bassin versant; pénétration moindre de la lumière 	?	- Concentrations de méthylmercure inférieures dans les plans d'eau
	(photochimique et biologique)		 Charges d'éléments nutritifs accrues en provenance du bassin versant, susceptibles d'augmenter la dégradation biologique 		
			 Période libre de glace plus longue pour que se produise la dégradation photochimique et biologique 		
Aquatique	Méthylation et déméthylation aquatiques	+	 Activité accrue des microbes soutenant la méthylation en raison des températures plus chaudes, et apport accru en carbone labile si une augmentation de la productivité survient en raison des charges accrues d'éléments nutritifs en provenance du bassin versant 	+	 Apport accru en méthylmercure dans le réseau trophique
			 Quantité accrue de mercure (II) biodisponible pour la méthylation en raison des niveaux accrus de carbone organique dissous 		
			 Augmentation de la méthylation dans la colonne d'eau si la stratification et l'anoxie sont renforcées 		
Aquatique	Enfouissement du méthylmercure	+	 Productivité et sédimentation de masse accrues, entraînant la sédimentation d'une plus grande proportion de la charge de mercure 	-	 Concentrations de méthylmercure inférieures dans les plans d'eau
Réseau trophique	FBA du méthylmercure dans le poisson	-	Efficacité moindre de la croissance du poisson en raison des effets de la température sur le métabolisme	+	Facteurs de bioaccumulation accrus dans le poisson et concentrations supérieures de méthylmercure
Réseau trophique	FBA du méthylmercure dans le poisson	-	 Si des charges accrues d'éléments nutritifs proviennent du bassin versant : augmentation de la productivité primaire, augmentation de l'efficacité de la croissance pour le poisson et les niveaux trophiques inférieurs, soutenant une tendance de concentrations inférieures de mercure dans le poisson 	-	- Facteurs de bioaccumulation diminués dans le poisson et concentrations inférieures de méthylmercure
Réseau trophique	FBA du méthylmercure dans le poisson	?	Changement à la structure trophique? Modifications des espèces?	?	

FBA : facteur de bioaccumulation

TABLE 8.6 Interactions potentielles entre les changements climatiques et le cycle et la bioaccumulation du mercure, dans un scénario d'augmentation de la température, mais avec une diminution des précipitations, de l'humidité du sol et du ruissellement

Milieu	Processus du mercure	Effet net sur le processus du mercure	Causes	Effet net sur le taux de mercure dans le poisson	Causes
Atmosphérique	Dépôt humide de mercure	?	- Diminution des dépôts bruts, mais saison libre de glace plus longue, occasionnant moins de photoréduction du mercure déposé sur la couverture de neige ou de glace, soutenant une tendance de charges annuelles de mercure supérieures vers les plans d'eau	?	- Incertaines
			- Résultats nets incertains		
Atmosphérique	Dépôts secs Hgº, mercure particulaire total et mercure gazeux réactif¹	-	 Oxydation atmosphérique plus lente du mercure élémentaire gazeux dans l'Arctique et moins de dépôts secs dans les systèmes terrestres et aquatiques 	+/-	 Niveaux inférieurs de mercure (II) dans les systèmes terrestres et aquatiques, menant à moins de méthylation et de bioaccumulation du méthylmercure
Atmosphérique	Dépôts secs Hg ⁰ , mercure particulaire total et mercure gazeux réactif ¹	+/-	- Changements à la glace de mer qui influeront sur l'apport en halogénures pour l'oxydation du mercure élémentaire gazeux dans l'Arctique - L'apport en halogénures pourrait augmenter à mesure qu'une plus grande quantité de glace de première année se forme; en fin de compte cet apport diminuera si des zones sans glace se développent	+/-	- Une plus grande quantité de glace de première anné pourrait se solder par plus de dépôts de mercure dans les écosystèmes, mais la tendance pourrait s'inverser si des zones sans glace se développen
Terrestre	Dépôts de mercure par égouttement et sur la litière	-	 Dépôts humides bruts de mercure diminués, possible diminution de la productivité des forêts dans les régions où l'humidité est limitée, soutenant la tendance à la baisse des dépôts de mercure par égouttement et sur la litière 	?	Niveaux de mercure inférieurs dans les systèmes terrestres et les eaux de ruissellement vers les lacs e les rivières, mais possibilité de charges atmosphériques de mercure supérieures et de dépôt directement sur la surface de l'eau
Terrestre	Émission de mercure terrestre	?	- Influences concurrentielles sur la volatilisation : augmentation des températures, augmentations des incendies et saisons sans neige plus longues (+), mais diminution de l'humidité (-) et direction incertaine des changements quant à la respiratior des sols et à la réduction ou à la volatilisation du mercure qui y sont associées (?)		- Incertaines
Terrestre	Exportation du Hg ²⁺	?	Influences concurrentielles : diminution du ruissellement (-), mais plus d'incendies de forêt (+) et effets incertains sur les niveaux de carbone organique dissous dans les eaux de ruissellement (et les concentrations de mercure qui y sont associées)		- Incertaines
Terrestre	Exportation du Hg ²⁺	?	 Changements nets dans les flux aériens et terrestres incertains, possibilité de changements dans les dépôts de mercure et la volatilisation 	?	- Incertaines
Terrestre	Exportation du méthylmercure terrestre	?	 Influences concurrentielles : diminution du ruissellement et de la couverture des terres humides (-), mais plus d'incendies de forêt (+); effets incertains sur le carbone organique dissous, la méthylation et les concentrations de méthylmercure dans les eaux de ruissellement 	?	- Incertaines

TABLE 8.6 Suite

Milieu	Processus du mercure	Effet net sur le processus du mercure	Causes	Effet net sur le taux de mercure dans le poisson	Causes
Terrestre	Méthylation terrestre	?	- Influences concurrentielles : augmentation à court terme de l'activité microbienne en raison des températures plus chaudes	?	- Incertaines
			 Effets de redox incertains sur la fraction de l'activité microbienne représentée par les microbes soutenant la méthylation 		
			 Effets incertains à long terme sur la productivité des forêts, le carbone organique dissous et le mercure (II) inorganique pour la méthylation 		
			- Couverture diminuée des terres humides		
Aquatique	Réduction ou oxydation du mercure	?	Charge de carbone organique dissous moindre en provenance-du bassin versant; pénétration accrue de la lumière, mais moins d'agents réducteurs pour la photoréduction	?	- Incertaines
			 Charges d'éléments nutritifs moindres en provenance du bassin versant, susceptibles de diminuer la réduction biologique 		
Aquatique	Réduction ou oxydation du mercure	+	- Saison libre de glace plus longue	-	 Réduction annuelle accrue du Hg²⁺, concentrations moindres de Hg²⁺ disponible pour la méthylation et la bioaccumulation
Aquatique	Sédimentation du mercure	+	- Diminution de la productivité et de la sédimentation de masse, entraînant une efficacité moindre du retrait du mercure par enfouissement		- Concentrations de Hg ²⁺ supérieures disponibles pour la méthylation et la bioaccumulation. Concentrations de méthylmercure supérieures dans la mesure où le méthylmercure est enfoui de façon moins efficace
Aquatique	Pertes de mercure dans le débit sortant	?	 Taux de débit sortant plus faible, mais changements incertains des concentrations de mercure dans la colonne d'eau et le débit sortant 	?	- Incertaines
Aquatique	Dégradation du méthylmercure dans la colonne d'eau (photochimique et biologique)	?	Charge de carbone organique dissous moindre provenant du bassin versant (), pénétration accrue de la lumière et période libre de glace plus longue rendant possible la dégradation photochimique et biologique (+) Charge d'éléments nutritifs moindre en provenance du bassin versant ce qui réduit la dégradation biologique ()	?	- Incertaines
Aquatique	Méthylation et déméthylation aquatiques	?	- Activité accrue des microbes soutenant la méthylation en raison des températures plus chaudes (à court terme), ainsi que stratification et anoxie accrues, mais diminution potentielle de l'apport en carbone labile à plus long terme si la productivité diminue à cause de la diminution des charges d'éléments nutritifs en provenance du bassin versant. Changements incertains relatifs au mercure (II) biodisponible pour la méthylation	?	- Incertaines
Aquatique	Enfouissement du méthylmercure	-	Réduction de la productivité et de la sédimentation de masse se traduisant par la sédimentation d'une plus petite partie de la charge de mercure	+	 Concentrations de méthylmercure plus élevées dans les plans d'eau

TABLE 8.6 Suite

Milieu	Processus du mercure	Effet net sur le processus du mercure	Causes	Effet net sur le taux de mercure dans le poisson	Causes	
Réseau trophique	FBA du méthylmercure dans le poisson	+	- Efficacité moindre de la croissance du poisson en raison des effets de la température sur le métabolisme	+	- Facteurs de bioaccumulation accrus dans le poisson et concentrations supérieures de méthylmercure	
Réseau trophique	FBA du méthylmercure dans le poisson	+	- Si des charges moindres d'éléments nutritifs proviennent du bassin versant : diminution de la productivité primaire, diminution de l'efficacité de la croissance pour le poisson et les niveaux trophiques inférieurs, soutenant une tendance de concentrations supérieures de mercure dans le poisson	+	- Facteurs de bioaccumulation accrus dans le poisson et concentrations supérieures de méthylmercure	
Réseau trophique	FBA du méthylmercure dans le poisson	+	- Changement à la structure trophique? Modifications des espèces?	?		

^{1 :} voir aussi les dépôts de mercure par égouttement et sur la litière plus bas FBA = facteur de bioaccumulation

8.5.2 Changements climatiques anticipés au Canada

On s'attend à ce que l'ensemble du Canada, sauf peut-être la partie au large des côtes de l'Atlantique, se réchauffe au XXIe siècle, généralement en poursuivant ou en accélérant les tendances existantes. Il est prévu que les vagues de chaleur deviendront de plus en plus fréquentes et intenses. Les augmentations de température les plus importantes sont prévues dans le Haut-Arctique et on s'attend à des augmentations plus fortes dans les régions centrales du Canada que dans les régions côtières. De façon saisonnière, les augmentations de température devraient s'avérer plus impressionnantes à l'automne et à l'hiver dans le nord du Canada (Lemmen *et al.*, 2008).

Les tendances futures pour ce qui est des précipitations présentent plus d'incertitudes que les prévisions de température (Lemmen *et al.*, 2008). On prévoit que la moyenne annuelle de précipitations augmentera au Canada (GIEC, 2007b) et on s'attend à ce qu'une plus grande proportion des précipitations

tombe sous forme de pluie. De facon saisonnière, il est prévu que le sud du Canada connaîtra de plus importantes précipitations en hiver et au printemps, alors qu'en été et en automne, les précipitations augmenteront de façon plus modérée [dans le sudest du Canadal et pourraient même diminuer [dans le sud-ouest du Canada] (Lemmen et al., 2008). Le ruissellement terrestre annuel devrait augmenter au XXIe siècle dans plusieurs régions du Canada, mises à part les régions du centre-sud et du sudouest du Canada, qui pourraient plutôt voir une diminution du ruissellement. Des augmentations de l'évapotranspiration associées aux températures plus chaudes pourraient engendrer des déficits d'humidité dans plusieurs régions, en dépit des augmentations des précipitations dans certains cas. On prévoit dans certaines régions des Prairies des débits estivaux plus faibles dans les cours d'eau, des niveaux d'eau plus bas dans les lacs et des déficits accrus d'humidité dans le sol (Lemmen et al., 2008). La longueur de la saison de neige et la profondeur de la couverture neigeuse vont très probablement diminuer dans la majeure partie de l'Amérique du Nord, sauf dans les parties les plus nordiques du Canada, où l'épaisseur de neige maximale est susceptible d'augmenter.

8.5.3 Interactions potentielles entre le climat et le mercure

Les interactions potentielles entre les changements climatiques et le mercure sont résumées au tableau 8.5 selon un scénario général d'augmentation de la température, des précipitations et du ruissellement. Le tableau 8.6 présente les interactions potentielles entre le climat et le mercure si les températures augmentaient, mais que les précipitations, l'humidité du sol et le ruissellement diminuaient. Les changements climatiques pourraient aussi se traduire par un refroidissement, mais comme on n'en prévoit pas au Canada (ni ailleurs dans le monde), ce scénario n'a pas été examiné ici. Les tableaux reflètent une méthode selon laquelle on a commencé par identifier les processus majeurs du cycle du mercure susceptibles d'être modifiés par les changements climatiques, pour ensuite en examiner les répercussions sur les taux de mercure dans le poisson. Les principaux flux de mercure sont regroupés dans les catégories atmosphérique, terrestre et aquatique. Les tableaux indiquent si le climat est susceptible d'augmenter ou d'inhiber un flux dans le cycle du mercure plutôt que d'essayer de quantifier les interactions. Nous ne disposons pas, à l'heure actuelle, d'un nombre suffisant de connaissances et de données pour quantifier avec précision la plupart des interactions entre le climat et le mercure dont il est question ici. Les interactions climatiques touchant les processus du mercure sont également caractérisées selon leur potentiel d'augmentation ou de diminution des concentrations de mercure dans le poisson. Le signe « ? » dans les tableaux signale des résultats nets incertains en raison de facteurs concurrents agissant simultanément.

8.5.3.1 Modification de la dynamique atmosphérique du mercure sous l'effet des changements climatiques

Les dépôts secs de mercure peuvent aussi être influencés par les changements climatiques, en particulier dans l'Arctique, où le climat modifie les halogénures qui interagissent avec le mercure. Le mercure élémentaire gazeux est oxydé pour former

des espèces réactives inorganiques en phase gazeuse (mercure gazeux réactif), en particulier au printemps polaire, pendant les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique (Steffen et al., 2008; Stern et al., 2011). On pense que l'appauvrissement du mercure élémentaire gazeux dans l'atmosphère polaire est attribuable à son oxydation par des éléments halogènes réactifs [atomes de brome ou radicaux d'oxydes de brome] (Steffen et al., 2008). La température de l'air arctique augmente et on a posé l'hypothèse que l'oxydation nette du mercure élémentaire gazeux pour former du bromure de mercure ralentirait à des températures plus chaudes (Stern et al., 2011). Si c'est le cas, les dépôts secs de mercure gazeux réactif diminueront à mesure qu'augmentera la température (tous les autres facteurs restant égaux, telles les concentrations de brome). Outre ses effets sur la cinétique de la réaction du mercure atmosphérique, la température modifie aussi la glace de mer. La glace de mer influence la météorologie du système arctique. notamment les précipitations, la température, les vents et la circulation régionale, qui à leur tour, modifient le cycle du mercure atmosphérique. Par exemple, les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique surviennent durant le printemps polaire, laissant supposer que la glace de mer qui gèle à nouveau libère les éléments halogènes nécessaires à la survenance de ces épisodes. La nouvelle glace forme des cristaux [fleurs de glace] (Stern et al., 2011) présentant de grandes superficies et des concentrations élevées de brome susceptibles d'accroître les flux de brome vers l'atmosphère. Il convient de noter que certains chercheurs estiment que, dans l'ensemble, 20 % du mercure déposé pendant les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique demeure au sol, tandis que les 80 % restants sont émis de nouveau vers l'atmosphère (Stern et al., 2011). On s'attend à ce que la diminution continue de la glace de mer se poursuive à l'avenir dans certaines régions de l'Arctique, ce qui modifiera à coup sûr le cycle du mercure. À mesure que la glace permanente se transforme pour former plus de glace de 1^{re} année à cause du réchauffement, les concentrations de brome pourraient augmenter en parallèle avec les flux de brome vers l'atmosphère. Un tel résultat soutiendrait une tendance vers de plus importants dépôts de mercure pendant les épisodes

d'appauvrissement du mercure atmosphérique.

Ultimement, si des zones sans glace apparaissent, cette tendance pourrait s'inverser : les flux de brome vers l'atmosphère diminueraient, occasionnant une diminution des dépôts de mercure. Dans le sud du Canada, où les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique de l'Arctique ne sont pas importants, les taux de dépôts secs risquent quand même d'être touchés par les modifications à la concentration des matières particulaires et à la capacité oxydative dans l'atmosphère. Les dépôts secs dans les systèmes terrestres pourraient aussi être accrus si la productivité des forêts augmente, engendrant de plus grandes surfaces foliaires.

8.5.3.2 Modification de la dynamique terrestre du mercure sous l'effet des changements climatiques

La volatilisation du mercure depuis la surface des terres constitue un important processus lié aux systèmes terrestres (Gustin et al., 2008; Graydon et al., 2012, voir le chapitre 5) et aux réserves mondiales de mercure (Mason et Sheu, 2002). Pour un type de terrain donné, les facteurs influant sur les émissions de mercure depuis des surfaces terrestres comprennent la température, les précipitations (humidité du sol), ainsi que les concentrations de mercure dans les sols et la végétation. Chacun de ces paramètres est généralement associé positivement à la volatilisation (Gustin et al., 2008). Les régions plus chaudes et plus humides pourraient, par conséquent, être plus efficaces pour la volatilisation du mercure à l'interface terre-air, tendant à augmenter les flux vers l'atmosphère, mais à diminuer le stock de mercure et les flux de mercure dans les eaux de ruissellement. Une partie du mercure volatilisé à la surface des terres provient de récents dépôts de mercure atmosphérique, mais les gisements de mercure des horizons pédologiques peuvent aussi être réduits par le phénomène de respiration des sols, puis le mercure transporté vers la surface et volatilisé (Smith-Downey et al., 2011). L'effet net des changements climatiques sur la respiration des sols ne dépend pas seulement des changements climatiques futurs, mais aussi des antécédents d'humidité et des conditions redox dans les sols. Par exemple, une augmentation de la température et de

l'humidité du sol améliore les conditions de respiration hétérotrophe dans les sols bien aérés, mais fait en chuter les taux dans des sols mouillés. Dans des sols secs, la décomposition peut être limitée par l'humidité au lieu d'être sensible à la température (Luo et al., 2001). Par ailleurs, des températures plus chaudes pourraient accélérer la décomposition des gisements de carbone labile au départ, pendant quelques années, mais éventuellement la décomposition pourrait de nouveau être limitée en partie à cause de l'approvisionnement en carbone labile. Un important facteur à considérer à long terme consisterait donc à déterminer si la productivité forestière a subi des changements durables. Parmi les facteurs influant sur la productivité des forêts on retrouve la durée de la période sans gel, les températures saisonnières à la hausse, les concentrations de CO₂, les effets des organismes nuisibles et l'alimentation en humidité. Tous ces facteurs sont à leur tour influencés par les changements climatiques. Les températures plus chaudes dans les régions disposant d'une humidité adéquate auront tendance à accroître la productivité des forêts, mais les effets d'une activité accrue des organismes nuisibles, d'un plus grand nombre d'incendies et de températures extrêmes ou de conditions de sécheresse plus fréquentes constituent des facteurs de stress susceptibles de soutenir une tendance à la baisse de la productivité des forêts. Dans les régions du centre-sud et du sud-ouest du Canada qui connaissent de plus en plus de déficits hydriques, la productivité forestière pourrait être inhibée plutôt que stimulée. Les flux provenant des dépôts de mercure par égouttement et sur la litière sont aussi influencés par la productivité primaire dans les systèmes terrestres. Une productivité forestière accrue mènerait à une surface foliaire agrandie pour l'accumulation des dépôts de mercure, ce qui aurait pour effet d'augmenter les dépôts de mercure par égouttement et sur la litière ainsi que les flux qui en proviennent.

Le mercure exporté en provenance des systèmes terrestres dépend des débits et des concentrations de mercure qui y sont associés, deux éléments touchés par les changements climatiques. Les quantités de mercure terrestre exporté peuvent tout autant augmenter que diminuer. Les taux de ruissellement devraient augmenter dans certaines régions (p. ex.

le nord du Canada), mais pourraient diminuer dans le sud-ouest du Canada. Les concentrations de mercure dans les eaux de ruissellement dépendent des voies d'écoulement, de la décomposition du sol et des concentrations de carbone organique dissous connexes, étant donné l'affinité de ce dernier composé avec le mercure. Comme il a été mentionné ci-dessus, les changements climatiques pourraient se traduire tant par des augmentations que par des diminutions des taux de respiration des sols et des concentrations de carbone organique dissous dans les eaux de ruissellement. Dans l'ensemble, les bassins versants présentant une combinaison de ruissellement accru et de concentrations accrues de carbone organique dissous devraient aussi connaître une augmentation de l'exportation du mercure (et du méthylmercure) terrestre vers les lacs et les rivières. Cette situation pourrait survenir à l'avenir, par exemple, dans les régions nordiques présentant des sols bien aérés et des conditions plus chaudes et plus humides. Un autre problème dans l'Arctique correspond à la fonte de zones de pergélisol, qui améliore la mobilisation et l'exportation du carbone organique dissous et du mercure qui y est associé. Les températures du pergélisol de l'Arctique ont augmenté de 1 à 2 °C au cours des 30 dernières années (Stern et al., 2011). Il est moins évident de savoir si l'exportation du mercure terrestre augmentera dans d'autres circonstances. par exemple, dans des conditions plus chaudes et plus sèches où le ruissellement diminuerait et où les concentrations de mercure dans les eaux de ruissellement pourraient autant augmenter que diminuer.

Le cycle du méthylmercure dans les bassins versants est également modifié par les changements climatiques. L'activité microbienne et les taux de méthylation sont modifiés par la température, les conditions redox, l'apport en carbone et la chimie du milieu aquatique (voir le chapitre 6), qui sont tous, à leur tour, modifiés par les changements climatiques. Des conditions qui favorisent une présence accrue et la cooccurrence des deux éléments de base de la méthylation (l'activité des microbes soutenant la méthylation et un stock de Hg²+ inorganique disponible) ont tendance à accroître les taux de méthylation du mercure. En ce qui concerne l'activité

des microbes soutenant la méthylation, il faut tenir compte de ce qui suit : 1) si l'ensemble de l'activité microbienne augmente et 2) si une plus grande partie de l'activité microbienne est le fait de microbes soutenant la méthylation. Les températures plus chaudes augmenteront l'activité microbienne et les taux de méthylation bruts dans les environnements terrestres, du moins à court terme (quelques années). Des études antérieures, réalisées dans les années 1980 sur des lacs du Canada et du Wisconsin, ont donné à penser que la méthylation microbienne du mercure dans les sédiments est plus sensible à la température que la déméthylation (Korthals et Winfrey, 1987). Cette constatation est importante, car le changement relatif en ce qui concerne la méthylation nette pourrait être plus grand que pour la méthylation brute. À plus long terme, l'alimentation en matières organiques pour soutenir l'activité microbienne pourrait s'avérer un facteur limitatif. Les changements de la productivité des forêts pourraient donc constituer des facteurs importants à considérer. Les changements des conditions redox pourraient modifier la fraction de l'activité microbienne globale représentée par les microbes soutenant la méthylation. La méthylation est réalisée par bactéries sulfatoréductrices et ferroréductrices dans les zones d'anaérobie facultatives (Munthe et al., 2007), bien que d'autres microbes puissent aussi induire la méthylation. De même, les taux de méthylation seraient probablement modifiés par les changements de concentrations du carbone organique dissous. La littérature présente des preuves divergentes quant à savoir si le carbone organique dissous améliore ou élimine la disponibilité du Hg²⁺ pour la méthylation. Selon un paradigme commun, le mercure lié à du carbone organique dissous de poids moléculaire plus élevé ne serait pas disponible pour la méthylation, tandis que le mercure lié à des molécules de carbone organique dissous plus petites serait disponible pour l'absorption (Munthe et al., 2007). Une récente recherche de Graham et al. (2012) semble indiquer que les effets du carbone organique dissous sur la méthylation dépendraient des conditions redox et de la présence de sulfures. Le carbone organique dissous peut inhiber la disponibilité du mercure pour les bactéries dans des conditions aérobiques, mais il peut aussi perturber le développement des particules de sulfure de mercure dans des conditions anaérobiques,

de telle manière que les nanoparticules de sulfure de mercure enrobées de carbone organique dissous restent assez petites pour être disponibles pour les microbes soutenant la méthylation. Il faut continuer d'étudier les effets du carbone organique dissous sur la disponibilité du mercure pour la méthylation, mais de plus en plus de preuves laissent entendre que le carbone organique dissous pourrait stimuler la méthylation dans des conditions anoxiques.

On a désigné les terres humides comme des systèmes efficaces pour la production de méthylmercure (St. Louis et al., 1994; chapitre 6). Les changements à l'hydrologie liés au climat influeront sans doute sur la superficie des terres humides, selon la relation positive entre l'humidité et la couverture des terres humides. Dans les régions de l'Arctique, la fonte du pergélisol pourrait mener à un drainage accru de certaines zones humides (Lemmen et al., 2008). S'il est vrai que les terres humides sont bénéfiques de plusieurs façons, leur diminution soutiendrait une tendance à la baisse de l'exportation du méthylmercure vers les cours d'eau et les lacs récepteurs. Enfin, la fréquence, l'étendue et la gravité des incendies de forêt, qui libèrent le mercure stocké dans les sols et la végétation vers l'atmosphère (voir le chapitre 6), devraient augmenter au cours du XXIe siècle au Canada (Turetsky et al., 2011; Lemmen et al., 2008). Il a été démontré que les cendres intégrées aux sols augmentent les flux à court terme de mercure du sol vers les lacs et les rivières (Farella et al., 2006). Simultanément, les incendies de forêt déclenchent des rejets d'éléments nutritifs en provenance des sols vers les systèmes aquatiques. ce qui se traduit par une productivité accrue des lacs, des taux de croissance du poisson plus rapides et de plus faibles concentrations de mercure dans le biote aquatique (Allen et al., 2005).

8.5.3.3 Modification de la dynamique aquatique du mercure sous l'effet des changements climatiques

Les taux bruts de dépôt du mercure atmosphérique et d'exportation du mercure terrestre vers lacs et les rivières seront modifiés par les changements climatiques, comme il est mentionné ci-dessus. De plus, la charge atmosphérique directe nette vers les systèmes aquatiques pourrait être modifiée par les changements à la durée de la couverture de glace. Une partie du mercure déposé pendant que la couverture de glace existe est photoréduite et émise de nouveau vers l'atmosphère (p. ex. ~40 %, Lalonde et Amyot, 2003). En outre, selon un récent consensus, les scientifiques estiment que 80 % du mercure déposé pendant les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique est émis à nouveau vers l'atmosphère (Stern et al., 2011). Par conséquent, du fait de périodes sans glace prolongées associées à des températures plus chaudes, une plus grande fraction de la charge de mercure atmosphérique directe atteindra la colonne d'eau avant d'être photoréduite.

La libération du mercure en provenance des eaux de surface pourrait aussi être modifiée par les changements climatiques, bien que la direction nette du changement demeure incertaine. La libération du mercure des eaux de surface dépend du taux d'alimentation en Hg^o par les processus de réduction, des facteurs qui contrôlent le coefficient global de transfert de masse à l'interface air-eau et de la durée de la saison libre de glace. Le Hgº est produit par photochimie (chapitre 6) dans les eaux de surface, et cette production est influencée par la lumière incidente, par la pénétration de la lumière, par l'approvisionnement en donneurs d'électrons et par la fraction de Hg²⁺ inorganique disponible pour la réaction. Les changements des concentrations de carbone organique dissous dans les eaux de surface découlant des changements des sources externes ou in situ de carbone organique liés au climat pourraient modifier la photoréduction du mercure en influençant la pénétration de la lumière, la disponibilité du Hg²⁺ inorganique et l'approvisionnement en donneurs d'électrons nécessaires à la réaction. Il n'est pas évident de savoir si la relation entre le carbone organique dissous de la colonne d'eau et la photoréduction du mercure est positive, négative ou variable selon la fourchette de concentrations de carbone organique dissous concernée (c.-à-d. qu'il existerait certaines concentrations de carbone organique dissous optimales pour la photoréduction du mercure). La réduction biologique du Hg²⁺, qui survient également dans les eaux de surface (Poulain et al., 2004),

pourrait être modifiée par des changements liés au climat touchant les quantités d'éléments nutritifs et l'état trophique des plans d'eau. Plusieurs études ont laissé croire que les charges en éléments nutritifs vers les lacs dans les conditions plus chaudes et plus humides prévues dans le nord du Canada seront accrues aux endroits où le pergélisol fond (Stern et al., 2011). Dans les Prairies, les conditions estivales sèches et les sécheresses pourraient occasionner une plus importante érosion des sols et de plus grosses charges d'éléments nutritifs vers les plans d'eau locaux (Lemmen et al., 2008). On s'attend à ce que cette alimentation accrue en éléments nutritifs augmente la productivité primaire, comme on l'a observé au cours des dernières années dans les lacs de l'Arctique (Michelutti et al., 2005). Par conséquent. des conditions plus chaudes et plus humides sont susceptibles d'améliorer la réduction biologique et la libération connexe du Hg²⁺ en provenance des eaux de surface. Un tel résultat soutiendrait une tendance vers une quantité moindre de Hg⁺² disponible pour la méthylation et la bioaccumulation subséquente.

Une production primaire accrue devrait aussi mener à une augmentation de la sédimentation de masse et de l'enfouissement du mercure, ainsi qu'à de plus faibles concentrations de mercure dans la colonne d'eau et les sédiments. Il en serait ainsi pour deux raisons : d'abord, le mercure est retiré plus efficacement de la colonne d'eau et des sédiments quand la décantation de masse et les taux d'enfouissement augmentent; ensuite, la dilution à court terme des concentrations de mercure particulaires et dissoutes dans la colonne d'eau peut aussi se produire pendant les efflorescences algales (Chen et Folt, 2005). Comme dans le cas des systèmes terrestres décrits ci-dessus, on pourra observer des effets potentiels des changements climatiques sur la méthylation dans les systèmes aquatiques (sédiments et eaux anoxiques). Les températures plus chaudes augmenteront l'activité microbienne et les taux de méthylation bruts, du moins à court terme. À plus long terme, il sera important d'examiner les changements des charges d'éléments nutritifs, de la productivité primaire et de la chimie de l'eau dans les lacs et les rivières. L'augmentation des charges de carbone organique dissous et de l'alimentation en carbone auront tendance à accroître l'activité des microbes

soutenant la méthylation et possiblement à rendre les stocks de Hg²⁺ inorganique plus disponible pour la méthylation. S'il se produit une stratification thermale accrue et si l'oxygène se raréfie à un degré plus élevé dans les eaux du fond des lacs, la production de méthylmercure *in situ* pourrait augmenter davantage. Ces projections semblent contredire une étude expérimentale réalisée dans un petit lac de Finlande, où l'approfondissement forcé de la thermocline, censé représenter des conditions de réchauffement climatique, s'est soldé par une baisse marquée de la méthylation du mercure dans la colonne d'eau (Verta *et al.*, 2010).

8.5.3.4 Modification de la dynamique du mercure et des réseaux alimentaires aquatiques sous l'effet des changements climatiques

Les changements climatiques ont modifié des lacs partout dans le monde, changeant les dynamiques chimiques, la disponibilité des éléments nutritifs et des contaminants pour le phytoplancton (van de Waal et al., 2010), l'écologie et les moments de reproduction des poissons (Ficke et al., 2007) et même la biogéochimie et la disponibilité des contaminants (Noyes et al., 2009). Les analyses des dossiers de surveillance à long terme du lac Ontario démontrent une diminution significative des contaminants organiques et du mercure pour deux espèces de saumons sur plus de 20 ans (French et al., 2006). Néanmoins, selon la tendance globale, les concentrations de contaminants dans le saumon oscillent régulièrement, des concentrations les plus élevées correspondant à des températures moyennes annuelles plus basses au cours de l'année précédente. D'autres examens ont révélé un lien significatif entre les cycles climatiques et la dynamique du phytoplancton selon lequel des températures plus chaudes sont liées à une productivité primaire plus élevée, laquelle est ensuite liée à une production accrue de gaspareaux. Les températures et la dynamique des éléments nutritifs à la base du réseau trophique ont une profonde incidence sur les charges de contaminants du saumon, tout en haut de ce réseau (French et al., 2006). En outre, ces résultats sont confirmés par une enquête à l'échelle

de la province portant sur les lacs de l'Ontario, qui a permis de constater que les températures à la hausse dans les lacs du nord de l'Ontario sont associées à une diminution de l'état corporel du grand corégone et du hareng, laquelle est liée à des concentrations de mercure à la baisse (Rennie *et al.*, 2011). La température s'est avérée un facteur plus important, dans ces cas, que la présence ou l'absence d'espèces de zooplancton envahissantes.

On s'inquiète beaucoup du fait que les changements climatiques pourraient nuire à la survie et à la reproduction des espèces de poisson nordiques (French et al., 2006, Rennie et al., 2011, Ficke et al., 2007). Ces résultats selon lesquels des concentrations de mercure inférieures dans le poisson sont associées à des températures à la hausse dans les lacs contredisent ceux de l'étude de Harris et Bodaly (1998) réalisée dans deux lacs ontariens de tailles différentes. En effet, ces derniers ont rapporté que dans le petit lac, présentant des températures estivales considérablement plus chaudes que le grand lac, ce sont les différences touchant le régime alimentaire qui sont principalement responsables des concentrations de mercure plus élevées relevées chez le doré jaune et la perchaude. On a aussi signalé des fluctuations interannuelles du niveau de l'eau des lacs qui pourraient être attribuables aux changements climatiques et seraient corrélées avec les niveaux interannuels de méthylmercure mesurés chez les jeunes perchaudes de l'année dans le nord-est du Minnesota. On a associé les années les plus humides avec les concentrations de mercure les plus élevées chez les jeunes perchaudes de l'année (Sørensen et al., 2005).

Par ailleurs, il est souvent difficile d'isoler les effets de la température ou de la croissance sur les niveaux de mercure dans le poisson, parce que de nombreux facteurs influencent simultanément les niveaux de mercure dans le poisson. Lucotte *et al.* (2012) ont étudié les niveaux de mercure dans le doré jaune et le grand brochet dans 90 grands lacs du Québec (taille moyenne de 69 km²), en établissant un lien statistique entre le mercure dans le poisson et 42 variables environnementales pendant une période s'étendant de 1976 à 2010. On a fortement corrélé les hivers plus chauds (moyenne sur trois ans avant

l'échantillonnage du poisson) avec une croissance plus rapide du doré jaune, laquelle a ensuite été fortement corrélée à des niveaux de mercure plus faibles pour le doré jaune à longueur normalisé de 375 mm (tableau 8.1). La température hivernale moyenne expliquait 36 % de la variabilité des taux de croissance du poisson et les taux de croissance du poisson expliquaient 54 % de la variabilité des concentrations de mercure chez le doré jaune. De même, Johnston et al. (2003) ont rapporté une forte corrélation entre des taux de croissance plus rapides et des concentrations de mercure plus faibles chez le touladi, le doré jaune et le grand brochet dans 16 lacs de taille moyenne à grande échantillonnés dans le nord-ouest de l'Ontario et au Manitoba sur 20 ans. Les changements climatiques à long terme n'ont pas été consignés dans cette étude. Lucotte et al. (2012) ont également mentionné une analyse semblable pour le grand brochet (à longueur normalisée de 675 mm). Ces auteurs ont démontré que pour cette espèce. les températures annuelles plus chaudes (moyenne sur trois ans avant l'échantillonnage du poisson) sont aussi corrélées avec des taux de croissance supérieurs, mais que ceux-ci sont corrélés avec des concentrations de mercure supérieures à longueur normalisée de 675 mm (tableau 8.1). Dans le cas de cette espèce particulière, il semblerait que le poisson a besoin de plus d'énergie pour son métabolisme dans des eaux plus chaudes (Harris et Bodaly, 1998), ou que des taux de méthylation plus efficaces prévalent dans les zones côtières plus chaudes où cette espèce de poisson à l'habitude de vivre.

8.6 CONCLUSIONS

On pourrait conclure de ce chapitre que les changements temporels des concentrations de mercure dans le biote aquatique semblent influencés par les changements qui perturbent l'environnement à long terme (affectation des terres et changements d'affectation des terres, eutrophisation, acidification et changements climatiques). La méthylation du mercure inorganique et la déméthylation du méthylmercure sont des processus essentiels qui influencent la bioaccumulation du méthylmercure dans les réseaux trophiques. C'est pourquoi il est si important de

comprendre les conditions environnementales et, par extension, les activités anthropiques qui engendrent des changements de la dynamique du mercure dans les écosystèmes. Pour ce faire, on peut surveiller les émissions atmosphériques et autres transferts de mercure terrigène vers les plans d'eau. Par exemple, la quantité et la qualité des matières organiques transportées depuis les milieux terrestres vers les milieux aquatiques semblent constituer des variables de régulation tant pour le processus de méthylation que pour celui de déméthylation. Il convient donc de tenir compte de ces variables dans l'évaluation des effets, ou de l'absence d'effets, des pratiques forestières, des ouvrages de retenue ou de l'exploitation minière sur la bioaccumulation de mercure dans les organismes aquatiques. De même. la bioaccumulation de mercure dans les réseaux alimentaires aquatiques dépend de l'état trophique de l'écosystème, lequel dépend lui-même de l'intensité des flux d'éléments nutritifs en provenance des bassins versants vers les systèmes aquatiques ou de la température moyenne et du régime de précipitations.

Les milieux aquatiques les plus vulnérables aux diverses activités anthropiques sur le plan de la bioaccumulation du mercure dans la chaîne alimentaire sont résumés ci-dessous. Des outils visant à réduire l'exposition du biote au méthylmercure autrement qu'en réduisant les émissions de mercure sont examinés. Des options stratégiques nationales et internationales visant à protéger les habitats et à faire face à la perte de biodiversité, à l'eutrophisation, à l'acidification et aux changements climatiques pourraient contribuer à stabiliser ou même à réduire les niveaux de méthylmercure dans les biotes canadiens et, en fin de compte, chez les Canadiens.

La vulnérabilité humaine à la présence de mercure dans les systèmes aquatiques canadiens est une préoccupation réelle et il convient de se concentrer particulièrement sur les lacs et les rivières utilisés le plus souvent par les pêcheurs, y compris les pêcheurs sportifs occasionnels, les pêcheurs à la ligne urbains assidus, les collectivités autochtones et les chasseurs de subsistance. La compréhension de la sensibilité biogéochimique de la dynamique du mercure par rapport aux activités anthropiques

est encore plus cruciale dans les lacs accessibles aux pêcheurs, les lacs situés près des routes ou des installations humaines et les lacs des régions qui soutiennent d'importantes activités de pêche. Par exemple, la région de l'Abitibi-Témiscamingue au Québec comporte environ 200 000 lacs, mais on en compte 189 qui sont susceptibles d'être visités fréquemment par des pêcheurs (Beaulne *et al.*, 2012).

8.6.1 Exploitation forestière

Les activités d'exploitation forestière influencent la dynamique du mercure dans les petits lacs plutôt que dans les grands. Le mercure terrigène s'écoule vers les petits lacs (quelque km2 de superficie) de la forêt boréale qui présentent, par suite d'une exploitation forestière intensive sur une courte période, des niveaux de mercure accrus dans le biote aquatique. On recommande de conserver des zones tampons riveraines boisées les plus larges possible autour des plans d'eau. En outre, il faut préférer la coupe sélective et la coupe en damier à la coupe à blanc. Il convient de réduire au minimum les perturbations du sol durant les activités d'exploitation forestière hivernales. Les perturbations doivent être réduites autant que possible aux franchissements de cours d'eau et dans les zones humides. Dans le cas des lacs plus grands, l'incidence de l'exploitation forestière semble masquée par d'autres modifications environnementales à long terme. Néanmoins, une attention particulière doit être accordée à l'exploitation forestière des bassins versants de grands plans d'eau les plus propices à la méthylation du mercure et à son absorption dans la chaîne alimentaire aquatique. Dans de tels cas, les pratiques exemplaires d'exploitation forestière doivent être strictement appliquées.

8.6.2 Retenues dans des réservoirs

Les retenues dans des réservoirs contribuent à augmenter les niveaux de mercure dans les poissons prédateurs pendant plusieurs dizaines d'années. Les concentrations accrues de méthylmercure dans les nouveaux réservoirs sont attribuables à trois causes principales : 1) un plus haut taux de méthylation du mercure stocké dans les sédiments du réservoir et dans les sols et la végétation inondés; 2) la lixiviation

du méthylmercure provenant des sols et de la végétation inondés; et 3) la remise en suspension par érosion du méthylmercure se trouvant dans les matières organiques terrestres. Les preuves disponibles indiquent que la création de réservoirs est susceptible de se solder par de fortes augmentations des concentrations de méthylmercure dans le poisson et que ces augmentations pourraient se maintenir pendant des dizaines d'années. Les concentrations maximales et les plus longs délais de retour aux concentrations de mercure d'avant s'appliquent aux poissons prédateurs plus âgés, tels le brochet et le doré jaune. Les données combinées provenant de deux réservoirs boréaux du Canada et de la Scandinavie montrent des concentrations de mercure dans le poisson de deux à neuf fois plus élevées après la retenue, qui sont susceptibles de durer plus de 20 à 30 ans.

Les concentrations de méthylmercure dans les populations de poissons dépassent souvent les lignes directrices sur la consommation et l'exposition humaine à ce contaminant et soulèvent des inquiétudes au Canada, en particulier dans les communautés du Nord. Dans les collectivités cries touchées par le projet hydroélectrique de Churchill-Nelson, le poisson constitue une part importante des aliments prélevés dans la nature aux fins de consommation. La pêche commerciale a été interrompue dans les années 1970, en partie à cause des préoccupations relatives à la contamination au mercure dans les nouveaux réservoirs (Rosenberg et al., 1995). Il en a résulté d'importantes pertes financières pour les collectivités locales et pire encore. la perte d'un élément important de leur régime alimentaire (Usher et Weinstein, 1991). Dans le nord du Québec, la surveillance des concentrations de mercure dans les cheveux chez les Cris qui vivent près des réservoirs indique des niveaux élevés, quoiqu'on n'ait observé aucune manifestation évidente de conséquences néfastes pour la santé (Dumont et al., 1988). Les craintes liées à la consommation de poisson contaminé ont mené plusieurs personnes à modifier leur régime alimentaire au profit de choix alimentaires moins sains qui ont contribué à des problèmes de santé dans la collectivité (Roebuck, 1999).

Afin de limiter l'augmentation des concentrations de mercure dans le poisson, il faut privilégier la création de réservoirs profonds, présentant un ratio le plus faible possible entre la surface inondée et la surface de l'eau, plutôt que des réservoirs peu profonds présentant un ratio surface inondée-surface de l'eau élevé. Le retrait des arbres avant l'inondation des réservoirs ne semble pas constituer une solution significative, car les processus de méthylation du mercure et les autres transferts du méthylmercure dans la chaîne alimentaire aquatique se produisent dans les sols inondés et à l'interface entre les sols inondés et l'eau.

8.6.3 Activités minières

Les activités minières qui touchent des lacs très productifs sont responsables d'une contamination au mercure à long terme des organismes aquatiques. Le mercure rejeté par les activités des mines dans les bassins versants des lacs est généralement présent dans des formes inorganiques relativement insolubles (p. ex. Hg⁰ liquide; cinabre). Pour s'accumuler biologiquement dans la chaîne alimentaire aquatique, le mercure dérivé de l'exploitation minière doit passer par la méthylation. Ces conditions sont plus susceptibles de survenir dans les lacs entourés de plusieurs zones humides ou dans les lacs caractérisés par des concentrations relativement élevées de matières organiques dégradables. Par conséquent, même si l'extraction minière n'est peut-être pas une source directe de méthylmercure, déchets miniers avec des niveaux élevés de mercure ne doivent pas être placés à proximité des lacs avec un fort potentiel de méthylation du mercure. Il faudrait plus particulièrement accorder une attention aux lacs et aux rivières situés à proximité de villes avec une histoire de l'or et des mines de mercure où les résidents locaux souvent du poisson.

8.6.4 Modification des réseaux trophiques

Les modifications intentionnelles ou accidentelles de la dynamique des réseaux trophiques n'ont pas d'effets précis sur les niveaux de mercure dans les poissons susceptibles d'être consommés par les humains. Les modifications des réseaux trophiques influencent les voies de transfert du mercure et peuvent engendrer, au fil du temps, des concentrations de mercure supérieures ou inférieures chez les prédateurs de niveau trophique supérieur. Les espèces envahissantes et introduites n'entraînent pas toujours un allongement de la chaîne alimentaire et une augmentation du mercure chez les prédateurs de niveau trophique supérieur, mais elles peuvent modifier la dynamique du réseau trophique d'autres manières, par la sélection des aliments et le mode de transfert du mercure. La pêche intensive visant à retirer une grande partie du mercure biodisponible des lacs se solde généralement par des taux de croissance accrus et la dilution par croissance du mercure dans le poisson. La majeure partie du mercure se trouve stockée dans les sédiments et, si les taux de méthylation sont assez élevés, la pêche intensive ne constitue pas un outil de gestion du mercure efficace. Les propriétés physicochimiques des plans d'eau sont souvent tout aussi importantes (parfois même plus importantes) que les perturbations du réseau trophique quand il s'agit d'influencer le transfert du mercure vers le poisson et elles doivent être prises en compte dans toute étude de réseau trophique portant sur le transfert des contaminants dans les écosystèmes aquatiques.

8.6.5 Eutrophisation

Même si l'eutrophisation stimule la méthylation du mercure, les concentrations de mercure des organismes aquatiques qui vivent dans des systèmes eutrophes sont à la baisse, sauf s'il s'agit de nouveaux réservoirs de retenue. L'eutrophisation prononcée de systèmes aquatiques entraîne une raréfaction de l'oxygène et la production de sulfure d'hydrogène, ce qui provoque la mortalité massive des poissons. En revanche, l'eutrophisation modérée des systèmes aquatiques contribue à des conditions redox plus négatives, ce qui mène à une méthylation accrue du

mercure et au transfert du méthylmercure vers le haut de la chaîne alimentaire aquatique. Simultanément, l'eutrophisation modérée entraîne une croissance plus rapide et de meilleurs taux de reproduction des organismes aquatiques à tous les niveaux de la chaîne alimentaire et contribue, en fin de compte, à la dilution biologique du mercure. Ainsi, il existe peu de preuves indiquant que l'eutrophisation découlant de l'urbanisation, des eaux résiduaires municipales, de l'aquaculture et de l'agriculture industrielle serait susceptible de mener à des concentrations de mercure plus élevées dans les organismes aquatiques à grande échelle. Il est possible que ces activités anthropiques causent des augmentations locales de la méthylation du mercure dans les zones d'eutrophisation importante. Néanmoins, c'est l'équilibre entre les eaux de ruissellement chargées de mercure des régions urbaines et agricoles, la production accrue de méthylmercure et la dilution biologique du mercure, ainsi que beaucoup de facteurs biogéochimiques, qui déterminent, en fin de compte, si l'enrichissement en éléments nutritifs atténue ou exacerbe les effets de l'accumulation de mercure dans les réseaux alimentaires aquatiques situés dans des régions urbaines ou agricoles. Cela dit, on a démontré que les conditions eutrophiques modérées découlant des réservoirs de retenue du Bouclier canadien sont responsables de taux supérieurs de méthylation du mercure et d'absorption subséquente du méthylmercure par les organismes aquatiques qui ont duré pendant plusieurs dizaines d'années.

8.6.6 Émissions

Le contrôle des émissions acides limite aussi les émissions de mercure atmosphérique et, au bout du compte, mène à la réduction de la méthylation du mercure dans les systèmes aquatiques faiblement tamponnés. Le raffinage des combustibles fossiles, la combustion du charbon pour la production d'électricité, la fusion de métaux et les précurseurs acides qui y sont associés, tels le SO₂ et NO_x, représentent les principales activités anthropiques à l'origine de rejets de mercure dans l'atmosphère. L'acidification des systèmes terrestres et aquatiques contribue également à augmenter la bioaccumulation

du mercure dans le biote aquatique. D'abord, les dépôts acides augmentent le lessivage des métaux. en particulier le mercure, des sols vers les systèmes aquatiques. Ensuite, l'acidification des systèmes aquatiques faiblement tamponnés du Canada, comme les lacs et les rivières situés sur le Bouclier canadien, stimule la méthylation du mercure par les bactéries sulfatoréductrices. Ainsi, toute mesure visant à contrôler les émissions de précurseurs acides limitera directement les émissions de mercure dans l'atmosphère et contribuera indirectement à réduire la bioaccumulation du mercure dans le biote aquatique. L'acidification des systèmes aquatiques faiblement tamponnés dure longtemps et elle pourrait se poursuivre pendant plusieurs dizaines d'années après l'application de contrôles des émissions acides. On ne sait pas au juste si les récentes diminutions des concentrations de mercure dans le poisson des lacs canadiens sont attribuables à la diminution des émissions acides ou à d'autres facteurs.

8.6.7 Changements climatiques

Les changements climatiques pourraient agir de manière à augmenter ou à diminuer les niveaux de mercure dans le poisson, selon les conditions de l'écosystème concerné. On prévoit que les températures plus chaudes augmenteront encore au Canada au XXIe siècle, mais on ne sait pas trop comment la configuration des précipitations changera. Les changements climatiques continus influenceront le cycle du mercure, les concentrations de mercure dans le poisson et l'exposition au méthylmercure chez les humains et la faune à l'échelle du Canada. Les effets varieront à l'échelle régionale et locale en raison des multiples interactions entre le climat et le cycle du mercure qui surviennent simultanément dans l'atmosphère, dans les systèmes terrestres, dans les systèmes aquatiques et dans le biote.

Il est impossible, pour l'instant, de formuler des énoncés simples concernant les tendances nationales prévues des niveaux de mercure dans le poisson au fil des changements climatiques. Les régions où l'on prévoit des températures plus chaudes et plus de précipitations, de ruissellement et d'humidité des sols connaîtront vraisemblablement une augmentation

des charges de mercure provenant de l'atmosphère et des systèmes terrestres, des taux de production de méthylmercure accrus dans les écosystèmes et possiblement des concentrations de mercure plus élevées dans le poisson. Les charges d'éléments nutritifs accrues provenant des bassins versants et la plus grande productivité primaire des systèmes aquatiques dans des conditions plus chaudes et plus humides pourraient en partie compenser d'autres facteurs qui tendent à accroître les niveaux de mercure dans le poisson. Les effets d'un taux de croissance accru combinés à des températures plus chaudes pour certaines espèces de poisson, comme le doré jaune, pourraient diminuer la tendance à la hausse des niveaux de mercure chez les poissons dans les climats plus chauds. À l'heure actuelle, il est plus difficile d'estimer la direction possible du changement relatif aux niveaux de mercure dans le poisson au sein de milieux qui deviennent plus chauds et plus secs. Cette difficulté est en partie attribuable à l'incertitude associée aux changements dans l'exportation du mercure en provenance des bassins versants dans de telles conditions. Étant donné l'ampleur des changements de température prévus dans le nord du Canada à l'avenir et la tendance globale à la hausse des précipitations et des taux d'humidité, le cycle et la bioaccumulation du mercure (en particulier dans l'Arctique) pourraient subir une influence négative en raison des changements climatiques.

8.7 RÉFÉRENCES

Adams, R. M., Twiss, M. R. and Driscoll., C. T., 2009. Patterns of mercury accumulation among seston in lakes of the Adirondack Mountains, New York. Environmental Science & Technology, 43(13):4836-4842.

Allen, E., Prepas, E., Gabos, S., Strachan, W., and Zhang. W., 2005. Methyl mercury concentrations in macroinvertebrates and fish from burned and undisturbed lakes on the Boreal Plain. Can. J. Fish. Aguat. Sci. 62: 1963-1977.

Anderson, M.R., Scruton, D.A., Williams, U.P., and Payne, J.F., 1995. Mercury in fish in the Smallwood Reservoir, Labrador, twenty one years after impoundment. Water, Air, and Soil Pollution, 80: 927-930.

Aula, I., Braunschweiler, H., Leino, T., Malin, I., Porvari, P., Hatanaka, T., Lodenius, M., and Juras, A., 1994. Levels of mercury in the Tucurui Reservoir and its surrounding area in Para, Brazil. *In* Mercury Pollution: Integration and Synthesis. *Edited by* C.J.Watras and J.W.Huckabee. Lewis Publishers, Ann Arbor, MI pp. 21-40.

Baker, R. F. 1999. 1998 Status of fish mercury concentrations in BC Hydro reservoirs. EVS Environmental Consultants No. Report for BC Hydro

Baker, J.M, Ochsner, T.E., Venterea, R.T. and Griffis, T.J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration – What do we really know? Agriculture Ecosystems Env., 118: 1-5.

Bash, J.O., Miller, D.R., Meyer, T.H. and Bresnahan, P.A., 2004. Northeast United States and southeast Canada natural mercury emissions estimated with a surface emission model. Atmos. Environ. 38:5683-5692.

Beauchamp, S., Tordon, R., Phinney, L., Abraham, K., Pinette, A., MacIntosh, A., Rencz, A., Wong, H. and Dalziel, J., 2002. Air-surface exchange of mercury in natural and anthropogenically impacted landscapes in Atlantic Canada. Geochem. Exploration Environ. Anal., 2: 157-165.

Beaulne, J.-S., Lucotte, M., Paquet, S. and Canuel, R., 2012. Modeling mercury levels in northern pikes and walleyes from frequently fished lakes of Abitibi-Témisacamingue (Québec): A GIS approach. Boreal Environment Research, 17: 277-290.

Bedford, B.L., Wallbridge M.R. and Aldous, A., 1999. Patterns in nutrient availability and plant diversity of temperate North American wetlands. Ecology, 80: 2151-2169.

Benoit, J.M., Gilmour, C.C., Mason, R.P. and Heyes, A., 1999. Sulphide Controls on mercury speciation and bioavailability to methylating bacteria in sediment porewater. Environ. Sci. Technol.. 33: 951-957.

Benoit, J.M., Mason, R.P., Gilmour, C.C. and Aiken, G.R., 2001. Constants for mercury binding by dissolved organic matter isolates from the Florida Everglades. Geochimica et Cosmochimica Acta 65, 4445-4451.

Benoit, J.M., Gilmour, C.C., Heyes, A. and Mason, R.P., 2003. Geochemical and biological controls over methylmercury production and degradation in aquatic ecosystems. *In* Biogeochemistry of Environmentally Important Trace Elements. American Chemical Society, pp. 262-297.

Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., K. Johansson, K., Lomander, A., Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sørensen, R., Zetterberg, T. and Akerblom, S., 2009. The effects of forestry on Hg bioaccumulation in nemoral/boreal waters ans recommendations for good sivicultural practice. Ambio, 38: 373-379.

Bloom, N.S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. Can.J.Fish. Aquat.Sci. 49: 1010-1017.

Bodaly, R.A., Hecky, R.E. and Fudge, R.J.P., 1984. Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, northern Manitoba. Can.J.Fish.Aquat.Sci., 41: 682-691.

Bodaly, R. A., Hecky, R. E. and Ramlal, P. S., 1987. Mercury availability, mobilization, and methylation in the Churchill River diversion area. Canada-Manitoba Agreement on the Study and Monitoring of Mercury in the Churchill River Diversion Technical Report.

Bodaly, R.A., St. Louis, V.L., Paterson, M.J., Fudge, R.J.P., Hall, B.D., Rosenberg, D.M. and Rudd, J.W.M., 1997. Bioaccumulation of mercury in the aquatic food chain in newly flooded areas. *In* Metal ions in biological systems. Mercury and its effects on environment and biology. *Edited by* A.Sigel and H.Sigel. Marcel Dekker, Inc, New York pp. 259-287.

Bodaly, R.A., Rudd, J.W.M. and Flett. R.J., 1998. Effect of urban sewage treatment on total and methyl mercury concentrations in effluents. Biogeochemistry, 40:279-291.

Bodaly, R.A., Beaty, K.G., Hendzel, L.H., Majewski, A.R., Paterson, M.J., Rolfhus, K.R., Penn, A.F., St.Louis, V.L., Hall, B.D., Matthews, C.J.D., Cherewyk, K.A., Mailman, M., Hurley, .P., Schiff, S.L. and Venkiteswaran, J.J., 2004. Experimenting with hydroelectric reservoirs. Environmental Science and Technology, 38: 346A-352A.

Bodaly, R.A., Jansen, W., Majewski, A., Fudge, R., Strange, N., Derksen, A. and Green, D., 2007. Postimpoundment time course of increased mercury concentrations in fish in hydroelectric reservoirs of Northern Manitoba, Canada. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 53: 379-389.

Boudala, F.S., Folkins, I., Beauchamp, S., Tordon, R., Neima J. and Johnson B., 2000. Mercury flux measurements over air and water in Kejimkujik national park, Nova Scotia. Water Air and Soil Pollution, 122:183-202.

Brigham, M.E., Krabbenhoft, D.P., Olson, M.L. and Dewild, J.F., 2002. Methylmercury in flood-control impoundments and natural waters of northwestern Minnesota, 1997-99. Water, Air, & Soil Pollution, 138: 61-78.

Brinkmann, L. and Rasmussen, J., 2010. High levels of mercury in biota of a new Prairie irrigation reservoir with a simplified food web in Southern Alberta, Canada. Hydrobiologia, 641: 11-21.

Burgess, N.M. and Hobson, K.A., 2006. Bioaccumulation of mercury in yellow perch (Perca flavescens) and common loons (Gavia immer) in relation to lake chemistry in Atlantic Canada. Hydrobiologia, 567, 275-282.

Burgess, N. and Meyer, M., 2008. Methylmercury exposure associated with reduced productivity in common loons. *Ecotoxicology*, 17, 83-91.

Carignan, R., D'Arcy and O. Lamontagne, S., 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on waterquality in boreal shield lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sc., 57,105-117.

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. and Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecol. Appl., 8: 559-568.

Charlesworth, S., Everett, M., McCarthy, R., Ordonez, A. and de Miguel, E., 2003. A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in large and a small urban area: Birmingham and Coventry, est Midlands, UK. Environment International, 29: 563–573.

Cabana, G. and Rasmussen, J.B., 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. Nature, 372: 255-257.

Campbell, L. M., R., Thacker, D., Barton, D. C. G., Muir, D., Greenwood and Hecky, R. E., 2009. Re-engineering the eastern Lake Erie littoral food web: The trophic function of non-indigenous Ponto-Caspian species. Journal of Great Lakes Research, 35: 224-231.

Caron, S., Lucotte, M. and Teisserenc, R., 2008. Mercury transfer from watersheds to aquatic environments following the erosion of agrarian soils: A molecular biomarker approach. Can. J. Soil Sci., 88: 801-811. Caron, S. and Lucotte, M., 2008. Regional and seasonal inputs of mercury into Lake St. Pierre (St Lawrence River), a major commercial and sports fisheries in Canada. Water Air Soil Poll., 195: 85-97.

Chambers, P.A., Guy, M., Roberts, E.S., Charlton, M.N., Kent, R., Gagnon, C., Grove, G. and Foster, N., 2001. Nutrients and their impact on the Canadian environment. Agriculture and Agri-Food Canada, Environment Canada, Fisheries and Oceans Canada, Health Canada and Natural Resources Canada.

Chapra, S. C. 1980. Simulation of recent and projected total phosphorus trends in Lake Ontario. Journal of Great Lakes Research, 6(2):101-112.

Charlton, M. N., 1997. The sewage issue in Hamilton Harbour: Implications of population growth for the remedial action plan. Water Quality Research Journal of Canada, 32(2):407-420.

Chen, C., R. Stemberger, B. Klaue, J. Blum, P. Pickhardt, and C. Folt., 2000. Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. Limnology and Oceanography, 45: 1525-1536.

Chen, C.Y. and Folt, C.L., 2005 High Plankton Densities Reduce Mercury Biomagnification. Environ. Sci. Technol., 39, 115-121.

Chen, C. Y., Stemberger, R. S., Kamman, N. C., Mayes B. M. and Folt., C. L., 2005. Patterns of Hg bioaccumulation and transfer in aquatic food webs across multi-lake studies in the northeast US. Ecotoxicology, 14(1-2):135-147.

Cheng, I., Lu, J. and Song, X., 2009. Studies of potential sources that contributed to atmospheric mercury in Toronto, Canada. Atmospheric Environment, 43: 6145-6158.

Chételat, J., Amyot, M. and Garcia, E., 2011. Habitatspecific bioaccumulation of methylmercury in invertebrates of small mid-latitude lakes in North America. Environmental Pollution, 159, 10-17. Choi, S.C. and Bartha, R., 1994. Environmental-factors affecting mercury methylation in estuarine sediments. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 53(6):805-812.

Clair, T.A., Dennis, I.F., Scruton, D.A.and Gilliss, M., 2007a. Freshwater acidification research in Atlantic Canada: A review of results and predictions for the future. Environmental Reviews, *15*, *153-167*.

Clair, T.A., Aherne, J., Dennis, I.F., Gilliss, M., Couture, S., McNicol, D., Weeber, R., Dillon, PJ., Keller, W., Jeffries, D.S., Page, S., Timoffee, K. and Cosby B.J., 2007b. Past and future changes to acidified eastern Canadian lakes: A geochemical modeling approach. Applied Geochemistry 22, 1189-1195.

Cobbett, F.D. and B.J. Van Heyst., 2007.

Measurements of GEM fluxes and atmospheric mercury concentrations (GEM, RGM and Hgp) from an agricultural field amended with biosolids in southern Ont., Canada (October 2004-November 2004). Atmos. Environ., 41:2270-2282.

Covelli, S., Emili, A., Acquavita, A., Koron N. and Faganeli, J., 2011. Benthic biogeochemical cycling of mercury in two contaminated northern Adriatic coastal lagoons. Continental Shelf Research, 31(16):1777-1789.

Cox, J.A., Carnahan, J., DiNunzio, J., McCoy, J. and Meister, J., 1979. Source of mercury in fish in new impoundments. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 23: 779-783.

Curry, A., Kidd, K., Valois, A. and Mercer, A., 2011. Water Quality. In S.D. Kidd, R.A. Curry, K.R. Munkittrick (Eds). The Saint John River: A State of the Environment Report. Canadian Rivers Institute, Fredericton, NB, Canada. pp. 77-93.

Dalziel, J. and Tordon, R., 2014. Gaseous mercury flux measurements from two mine tailing sites in the Seal Harbour area of Nova Scotia. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis, 14 (1): 17-24.

Denis, M., Song, X.J., Lu, J.Y. and Feng, X., 2006. Atmospheric gaseous elemental mercury in downtown Toronto. Atmospheric Environment, 40: 4016–4024.

Denkenberger, J.S., Driscoll, C.T., Branfireun, B.A., Eckley, C.S., Cohen, M. and Selvendiran, P., 2012. A synthesis of rates and controls on elemental mercury evasion in the Great Lakes Basin Environmental Pollution, 161: 291-298.

DesGranges, J.L., Rodrigue, J., Tardif, B. and Laperle, M., 1998. Mercury accumulation and biomagnification in ospreys (*Pandion haliaetus*) in the James Bay and Hudson Bay regions of Quebec. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 35: 330-341.

Diamond, M.L., Gingrich, S.E., Fertuck, K., McCarry, B.E., Stern, G.A., Billeck, B., Grift, B., Brooker, D. and Yager, T.D., 2000. Evidence for organic film on an impervious urban surface: characterization and potential teratogenic effects. Environmental Science and Technology, 34: 2900–2908.

Dittman J.A. and Driscoll C.T., 2009. Factors influencing changes in mercury concentrations in lake water and yellow perch (*Perca flavescens*) in Adirondack lakes. Biogeochemistry .93, 179-196.

Dixit S.S., Dixit A.S. and Evans R.D., 1987. Paleolimnological evidence of recent acidification in two Sudbury (Canada) lakes. Science of the Total Environment, 67, 53-67.

Drevnick P.E., Canfield D.E., Gorski P.R., Shinneman A.L.C., Engstrom D.C., Muir D.C.G., Smith G.R., Garrison P.J., Cleckner L.B., Hurley J.P., Noble R.B., Otter R.R. and Oris J.T., 2007. Deposition and cycling of sulfur controls mercury accumulation in Isle Royale fish. Environmental Science & Technology, 41, 7266-7272.

Driscoll C.T., Yan, C., Schofield, C.L., Munson, R. and Holsapple, J., 1994. The mercury cycle and fish in the Adirondack lakes. Environ. Sci. Tech., 28(3), 136A-143A.

Driscoll, C. T., V. Blette, C. Yan, C. L. Schofield, R. Munson and J. Holsapple., 1995. The role of dissolved organic-carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. Water Air and Soil Pollution, 80(1-4):499-508.

Driscoll, C., Holsapple, J., Schofield, C. and Munson, R., 1998. The chemistry and transport of mercury in a small wetland in the Adirondack region of New York, USA. Biogeochemistry, 40: 137–146.

Driscoll, C. T., Han, Y., Chen, C. Y., Evers, D. C., Lambert, K. F., Holsen, T. M., Kamman, N. C., and Munson, R. K., 2007. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the northeastern United States. Bioscience, 57(1):17-28.

Dumont, C., Girard, M., Bellavance, F. and Noel, F., 1988. Mercury levels in the Cree population of James Bay, Quebec, from 1988 to 1993/94. Canadian Medical Association Journal, 158: 1439-1445.

Eagles-Smith, C.A., Suchanek, T.H., Colwell, A.E., Anderson, N.L. and Moyle, P.B., 2008. Changes in fish diets and food web mercury bioaccumulation induced by an invasive planktivorous fish. Ecol. Applic., 18(8) Supplement: A213-A226.

Eckley, C.S., Branfireun, B., Diamond, M., Van Metre, P.C. and Heitmuller, F., 2008. Atmospheric mercury accumulation and washoff processes on impervious urban surfaces. Atmospheric Environment, 42: 7429-7438.

Eckley, C.S. and Branfireun, B., 2008a. Gaseous mercury emissions from urban surfaces: controls and spatiotemporal trends. Applied Geochemistry, 23: 369–383.

Eckley, C.S. and Branfireun, B., 2008b. Mercury mobilization in urban stormwater runoff. Science of the Total Environment, 403: 164–177.

Eckley, C.S. and Branfireun, B., 2009. Simulated rain events on an urban roadway to understand the dynamics of mercury mobilization in stormwater runoff. Water Research, 43: 3635-3646.

Eckley, C.S., Gustin, M., Lin, C.-J., Li, X. and Miller, M.B., 2010. The influence of dynamic chamber design and operating parameters on calculated surface-to-air mercury fluxes. Atmospheric Environment, 44 (2), pp. 194-203.

Eckley, C.S., Gustin, M., Marsik, F. and Miller, M.B., 2011. Measurement of surface mercury fluxes at active industrial gold mines in Nevada (USA). Science of the Total Environment, 409 (3), pp. 514-522.

Environment Canada, 2003. 20th century trends in the Earth's climate and bio-physical system; Environment Canada, Science of Climate Change.

Essington, T. E. and J. N. Houser., 2003. The effect of whole-lake nutrient enrichment on mercury concentration in age-1 yellow perch. Transactions of the American Fisheries Society, 132(1):57-68.

Éthier, A.L.M., Scheuhammer, A.M. and Bond, D.E., 2008. Correlates of mercury in fish from lakes near Clyde Forks, Ontario, Canada. Environmental Pollution, 154, 89-97.

Farella, N., Lucotte, M., Louchouarn, P. and Roulet, M., 2001. Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon. Organic Geochemistry, 32, 1443-1458.

Farella, N., Lucotte, M., Davidson, R. and Daigle, S., 2006. Mercury release from deforested soils triggered by base cations enrichment. Science of Total Environment, 368: 19-29.

Fearnside, P.M., 2005. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. Environmental Management, 35: 1-19.

Feng, X., Jiang, H., Qiu, G., Yan, H., Li, G. and Li, Z., 2009. Geochemical processes of mercury in Wujiangdu and Dongfeng reservoirs, Guizhou, China. Environmental Pollution, 157: 2970-2984.

Ficke, A. D., Myrick, C.A., Hansen and L.J., 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 17, 581-613.

Fisheries and Oceans Canada, 2004. A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems. Volume III.

Near-field organic enrichment from marine finfish aquaculture (D.J. Wildish, M. Dowd, T.F. Sutherland and C.D. Levings). Canadian Technical Reports in Fisheries and Aquatic Science, 2450.

Fisheries and Oceans Canada, 2006. A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems. Volume V. Overview of the Environmental Impacts of Canadian Freshwater Aquaculture (C.L. Podemski and P.J. Blanchfield). Canadian Technical Reports in Fisheries and Aquatic Science 2450.

French, K.J., Anderson, M.R., Scruton, D.A. and LeDrew, L.J., 1998. Fish mercury levels in relation to characteristics of hydroelectric reservoirs in Newfoundland, Canada. Biogeochemistry, 40: 217-233.

French, T.D., Campbell, L., Jackson, D.A., Casselman, J.M., Scheider, W.A. and Hayton, A., 2006. Long-term changes in legacy trace organic contaminants and mercury in Lake Ontario salmon in relation to source controls, trophodynamics, and climatic variability. Limnol. Oceanogr., 51(6):2794-2807.

Gabriel, M.C., Williamson, D.G., Zhang, H., Brooks, S. and Lindberg, S., 2006. Diurnal and seasonal trends in total gaseous mercury flux from three urban ground surfaces. Atmospheric Environment, 40: 4269–4284.

Gantner, N., Power, M., Iqaluk, D., Meili, M., Borg, H., Sundbom, M., Solomon, K., Lawson, G. and Muir, D., 2010. Mercury concentrations in landlocked Arctic char (Salvelinus alpinus) from the Canadian Arctic. Part I: Insights from trophic relationships in 18 lakes. Environmental Toxicology and Chemistry, 29: 621-632.

Garcia, E. and Carignan, R., 1999. Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl mercury in zooplankton. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 56:339-345.

Garcia, E. and Carignan, R., 2000. Mercury concentrations in northern pike (Esox lucius) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 57: 129-135.

Garcia, E. and Carignan, R., 2005. Mercury concentrations in fish from forest harvesting and fire-impacted Canadian boreal lakes compared using stable isotopes of nitrogen. Environmental Toxicology and Chemistry, 24: 685-693.

Gerrard, P.M. and St. Louis, V.L., 2001. The effects of experimental reservoir creation on the bioaccumulation of methylmercury and reproductive successive of tree swallows (Tachycineta bicolor). Environmental Science and Technology, 35: 1329-1338.

Gilmour, C.C. and Capone, D.G., 1987. Relationship between methylation and the sulfur cycle in estuarine sediments. EOS Trans Am. Geophys. Union, 68: 1718-1725.

Gilmour, C.C. and Henry, E.A., 1991. Mercury methylation in aquatic systems affected by acid deposition. Environmental Pollution, 71: 131-169.

Gilmour C.C. and Henry E.A., Mitchell R., 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in fresh-water sediments. Environmental Science & Technology 26, 2281-2287.

Gilmour, C.C., Riedel, G.S., Ederington, M.C., Bell, J. T., Benoit, J. M., Gill G. A. and Stordal, M. C., 1998. Methylmercury concentrations and production rates across a trophic gradient in the northern Everglades. Biogeochemistry, 40(2-3):327-345.

Gingrich, S.E., Diamond, M.L., Stern, G.A. and McCarry, B.E., 2001. Atmospherically derived organic surface films along an urban–rural gradient. Environmental Science and Technology, 35: 4031–4037.

Göthberg, A., 1983. Intensive fishing - a way to reduce the mercury level in fish. Ambio. 259-261.

Graham, A.M., Aiken, G.R. and Gilmour, C.C., 2012. Dissolved Organic Matter Enhances Microbial Mercury Methylation Under Sulfidic ConditionsEnviron. Sci. Technol., 46, 2715–2723.

Gray, J. S., Wu, R. S. S. and Or, Y. Y., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. Marine Ecology-Progress Series, 238:249-279.

Gray, J. E. and Hines, M. E., 2009. Biogeochemical mercury methylation influenced by reservoir eutrophication, Salmon Falls Creek Reservoir, Idaho, USA. Chemical Geology, 258(3-4):157-167.

Graydon, J.A., St. Louis, V.L., Lindberg, S.E., Sandilands, K.A., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Harris, R., Tate, M.T., Krabbenhoft, D.P., Emmerton, C.A., Asmath, H. and Richardson, M., 2012. The role of terrestrial vegetation in atmospheric Hg deposition: Pools and fluxes of spike and ambient Hg from the METAALICUS experiment, Global Biogeochem. Cycles, 26, GB1022, doi:10.1029/2011GB004031.

Grigal, D.F., 2002. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: a review. Environ. Rev., 10:1-39.

Grimard, Y. and Jones, H.G., 1982. Trophic upsurge in new reservoirs: a model for total phosphorus concentrations. Can.J.Fish.Aguat.Sci., 39: 1473-1483.

Grondin, A., Lucotte, M., Mucci A. and Fortin, B., 1995. Mercury and lead profiles and burdens in soils of Quebec (Canada) before and after flooding. Can.J.Fish. Aquat.Sci., 52: 2493-2506.

Gustin, M.S., Lindberg, S.E., Austin, K., Coolbaugh, M., Vette, A. and Zhang, H., 2000. Assessing the contribution of natural sources to regional atmospheric mercury budgets. Science of the Total Environment, 259: 61-71.

Gustin, M.S., Lindberg, S.E. and Weisberg, P.J., 2008. An update on the natural sources and sinks of atmospheric mercury. Applied Geochemistry, 23: 482-493.

Hadjispyrou, S. A., Anagnostopoulos, A., Nicholson, K., Nimfopoulos M. K. and Michailidis, K. M., 1998. Correlation of the methylating capacity of river and marine sediments to their organic sediment index. Environmental Geochemistry and Health, 20(1):19-27.

Hairston, N. and N. Hairston., 1993. Cause-effect relationships in energy-flow, trophic structure and interspecific interactions. American Naturalist, 142: 379-411.

Hall, B.D., Rosenberg, D.M. and Wiens, A.P,. 1998. Methyl mercury in aquatic insects from an experimental reservoir. Can.J.Fish.Aquat.Sci., 55: 2036-2047.

Hall, B.D. and St. Louis, V.L., 2004. Methylmercury and total mercury in plant litter decomposing in upland forests and flooded landscapes. Environmental Science and Technology, 38: 5010-5021.

Hall, B.D., St. Louis, V.L. and Bodaly, R.A., 2004. The stimulation of methyl mercury production by decomposition of flooded birch leaves and jack pine needles. Biogeochemistry, 68: 107-129.

Hall, B.D., St. Louis, V.L., Rolfhus, K.R., Bodaly, R.A., Beaty, K.G., Paterson, M.J. and Peech Cherewyk, K.A., 2005. Impacts of reservoir creation on the biogeochemical cycling of methyl mercury and total mercury in boreal upland forests. Ecosystems, 8: 248-266.

Hall, B.D., Cherewyk, K.A., Paterson, M.J., and Bodaly, R.A., 2009. Changes in methyl mercury concentrations in zooplankton from four experimental reservoirs with differing amounts of carbon in the flooded catchments. Can.J.Fish.Aquat.Sci., 66: 1910-1919.

Harris, R.C. and Bodaly, R.A., 1998. Temperature, growth and dietary effects on fish mercury dynamics in two Ontario Lakes. Biogeochemistry, 40, 175-187

Harris R.C., Rudd J.W.M., Amyot M., Babiarz C.L., Beaty K.G., Blanchfield P.J., Bodaly R.A., Branfireun B.A., Gilmour C.C., Graydon J.A., Heyes A., Hintelmann H., Hurley J.P., Kelly C.A., Krabbenhoft D.P., Lindberg S.E., Mason R.P., Paterson M.J., Podemski C.L., Robinson A., Sandilands K.A., Southworth G.R., Louis V.L.S. and Tate M.T., 2007. Whole-ecosystem study shows rapid fish-mercury response to changes in mercury deposition. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 104, 16586-16591.

Hecky, R.E. and McCullough, G.K., 1984. Effect of impoundment and diversion on the sediment budget and nearshore sedimentation of Southern Indian Lake. Can.J.Fish.Aquat.Sci., 41: 567-578.

Hecky, R.E., Ramsey, D.J., Bodaly, R.A. and Strange, N.E., 1991. Increased methylmercury contamination in fish in newly formed freshwater reservoirs. *In* Advances in Mercury Toxicology. *Edited by* T.e.al. Suzuki. Plenum Press, New York pp. 33-52.

Henderson, P.J., McMartin, I., Hall, G.E., Percival, J.B. and Walker, D.A., 1998. The chemical and physical characteristics of heavy meals in humus and till in the vicinity of the base metal smelter at Flin Flon, Manitoba, Canada. Environmental Geology, 34 (1), pp. 39-58.

Henderson, P.J. and McMartin, I., 1995. Mercury distribution in humus and surficial sediments, Flin Flon, Manitoba, Canada. Water, Air, and Soil Pollution, 80 (1-4), pp. 1043-1046.

Henderson, B., Morgan, G. and Vaillancourt, A., 2004. Growth, ingestion rates and metabolic activity of walleye in lakes with and without lake herring. Journal of Fish Biology, 65: 1270-1282.

Heyes, A., Moore, T.R. and Rudd, J.W.M., 1998. Mercury and methylmercury in decomposing vegetation of a pristine and impounded wetland. J Environ Qual., 27: 591-599.

Hintelmann, H., 2010. Organomercurials. Their formation and pathways in the environment. Metal lons in Life Sciences, 7: 365-401.

Hogan, L., Marschall, E., Folt, C. and Stein, R.A., 2007. How non-native species in Lake Erie influence trophic transfer of mercury and lead to top predators. J. Great Lakes Res., 33:46-61.

Holeton, C., Chambers, P.A. and Grace, L., 2011. Wastewater release and its impacts on Canadian waters. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 68: 1836-1859.

Holmes, J.B., 2005. Factors affecting methyl mercury levels in water, sediment and fish of temperate wetlands. PhD. Thesis, University of Ottawa, 269 pages.

Holmes J.B and Lean, D.R.S., 2006. Factors that influence methylmercury flux rates from wetland sediments. Sci. Total Environ., 368(1): 306-319.

Hood, G.A. and Bayley, S.E., 2008. Beaver (*Castor canadensis*) mitigate the effects of climate on the area of open water in boreal wetlands in western Canada. Biological Conservation, 141: 556-567.

Houel, S., Louchouarn, P., Lucotte, M. Canuel, R. and Ghaleb, B., 2006. Translocation of soil organic matter following reservoir impoundment in boreal systems: Implications for in situ productivity. Limnology and Oceanography, 51: 1497-1513.

Hrabik, T., Magnuson, J. and McLain, A., 1998. Predicting the effects of rainbow smelt on native fishes in small lakes: evidence from long-term research on two lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55: 1364-1371.

Hughes, L. and Chaudhry, N., 2011. The challenge of meeting Canada's greenhouse gas reduction targets. Energy Policy, 39: 1352-1362.

Hurley J.P., Benoit, J.M., Babiarz, C.L., Shafer, M.M., Andren, A.W. and Sullivan, J.R., 1995. Influences of watershed characteristics on mercury levels in Wisconsin Rivers. Environ Sci Technol., 29: 1867–1875.

Hurley, J.P., Cowell, S.E., Shafer, M.M. and Hughes, P.E., 1998. Partitioning and transport of total and methyl mercury in the Lower Fox River, Wisconsin. Environmental Science and Technology. 32: 1424-1432.

Hylander, L.D., Grohn, J., Tropp, M., Vikstrom, A., Wolpher, H., de Castro e Silva, E., Meili, M. and Oliveira, L.J., 2006. Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. Journal of Environmental Management. 81: 155-166.

Jeffries, D.S. (Ed.)., 1997. Canadian Acid Rain Assessment, Volume 3: The Effects on Canada's Lakes, Rivers and Wetlands. Environment Canada, Ottawa, Ontario. 178 pp.

Jeffries, D.S., McNicol, D.K. and Webber, R.C., 2004. Chapter 6. Effects on aquatic chemistry and biology. In: Canadian Acid Deposition Science Assessment, in: 2004 Canadian Acid Deposition Science Assessment, Environment Canada, Ottawa, Ontario. pp. 203-278.

Jin, L., Hui, Y. and Xu, X., 1999. Predictive model for mercury accumulation in carp (*Cyprinus carpio*) of reservoirs in China. Water, Air, & Soil Pollution, 115: 363-370.

Johnston, T.A., Bodaly, R.A. and Mathias, J.A., 1991. Predicting fish mercury levels from physical characteristics of boreal reservoirs. Can.J.Fish.Aquat. Sci., 48: 1468-1475.

Johnston, T., W. Leggett, R. Bodaly, and H. Swanson., 2003. Temporal changes in mercury bioaccumulation by predatory fishes of boreal lakes following the invasion of an exotic forage fish. Environmental Toxicology and Chemistry, 22: 2057-2062.

Kalff, J., 2002. Limnology: inland water ecosystems. Prentice Hall, New Jersey, p. 592.

Kamman, N.C., Burgess, N.M., Driscoll, C.T., Simonin, H.A., Goodale, W., Linehan, J., Estabrook, R., Hutcheson, M., Major, A., Scheuhammer, A.M. and Scruton, D.A., 2005. Mercury in freshwater fish of northeast North America - A geographic perspective based on fish tissue monitoring databases. Ecotoxicology, 14: 163-180.

Karimi, R., Chen, C. Y., Pickhardt, P. C., Fisher, N. S. and Folt, C. L., 2007. Stoichiometric controls of mercury dilution by growth. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 104: 7477-7482.

Keller, W., Heneberry, J.H. and Dixit, S.S., 2003. Decreased acid deposition and the chemical recovery of Killarney, Ontario, lakes. Ambio, 32, 183-189.

Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., Bodaly, R.A., Roulet, N.P., St.Louis, V.L., Heyes, A., Moore, T.R., Schiff, S., Aravena, R., Scott, K.J., Dyck, B., Harris, R., Warner, B. and Edwards, G., 1997. Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir. Environmental Science and Technology, 31: 1334-1344.

Kelly, E.N., Schindler, D.W., St louis, V., Donald, D.B. and Vladicka, E., 2006. Forest fire increases mercury accumulation by fishes via food web restructuring and increased mercury inputs. PNAS 103(51): 19380-19385.

Kidd, K.A., Hesslein, R.H., Fudge, R.J.P. and Hallard, K.A., 1995. The Influence of trophic level as measured by 15N on mercury concentrations in freshwater organisms. Water, Air, and Soil Pollution, 80: 1011-1015.

Kidd, K.A., Paterson, M., Hesslein, R.H., Muir D.K. and Hecky, R.E., 1999. Effects of northern pike (*Esox lucius*) additions on pollutant accumulation and food web structure, as determined by d13C and d15N, in a eutrophic and an oligotrophic lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56(11): 2193-2202.

Kolka, R.K., Grigal, D.F., Verry, E.S. and Nater, E.A., 1999. Mercury and organic carbon relationships in streams draining forested upland/peatland watersheds. J. Environ. Qual., 28: 766-775.

Korthals, E.T. and Winfrey, M.R., 1987. Seasonal and spatial variations in mercury methylation and demethylation in an oligotrophic lake. Appl. Environ. Microbiol., 53, 2397-2404.

Lacoul P., Freedman B. and Clair T., 2011. Effects of acidification on aquatic biota in Atlantic Canada. Environmental Reviews 19, 429–460.

Lalonde, J.D., Amyot, M., Doyon, M-R and Auclair, J-C., 2003. Photo-induced Hg(II) reduction in snow from the remote and temperate Experimental Lakes Area (Ontario, Canada). J. Geophys. Res., 108, 4200, doi:10.1029/2001JD001534

Lane, P.A., Crowell, M.J. and Graves, M.C., 1988. Heavy metal removal from gold mining and tailing effluents using indigeneous aquatic macrophytes (Phase 1). *In* Proceedings of the 5th Annual General Meeting of BIOMINET. Edited by R.G.L. McCready. CANMET SP88-23, pp. 3–37.

Lange, T. R., Royals, H. E. and Connor, L. L., 1993. Influence of water chemistry on mercury concentration in largemouth bass from Florida lakes. Transactions of the American Fisheries Society, 122(1): 74-84.

Larsson, P., Collvin, L., Okla, L. and Meyer, G., 1992. Lake productivity and water chemistry as governors of the uptake of persistent pollutants in fish. Environmental Science & Technology, 26(2):346-352.

Larsson, P., Holmqvist, N., Stenroth, P., Berglund, O., Nystrom, P. and Graneli, W., 2007. Heavy metals and stable isotopes in a benthic omnivore in a trophic gradient of lakes. Environmental Science & Technology, 41(17):5973-5979.

Lavigne, M., Lucotte, M. and Paquet, S., 2010. Relationship between Mercury Concentration and Growth Rates for Walleyes, Northern Pike, and Lake Trout from Quebec Lakes. North American Journal of Fisheries Management, 30: 1221-1237.

Law, N. and Diamond, M.L., 1998. The role of organic films and its effect on hydrophobic organic compound distribution in urban areas: An hypothesis. *Chemosphere*, 36: 2607-2620.

Lawson, N.M., Mason, R.P. and Laporte, J.M., 2001. The fate and transport of mercury, methylmercury, and other trace metals in Chesapeake Bay tributaries. Water Res., 35: 501–515.

Leavitt, P. R., Brock, C. S., Ebel, C. and Patoine, A., 2006. Landscape-scale effects of urban nitrogen on a chain of freshwater lakes in central North America. Limnology and Oceanography, 51(5):2262-2277.

Lee, P. G., Hanneman, M., and Cheng, R., 2011. Hydropower developments in Canada: Number, size and jurisdictional and ecological distribution. Global Forest Watch Canada. Lehner, B., Liermann, C.R., Revenga, C., Vorosmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Doll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rodel, R., Sindorf, N. and Wisser, D., 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. Frontiers in Ecology and the Environment, 9: 494-502.

Lemmen, D.S., Warren, F.J., Lacroix, J. and Bush, E. (Eds)., 2008. From Impacts to Adaptation: Canada in a Changing Climate 2007. Government of Canada, Ottawa, 448 p.

Lepak, J.M., Robinson, J.M., Kraft, C.E. and Josephson, D.C., 2009. Changes in mercury bioaccumulation in an apex predator in response to removal of an introduced competitor. Ecotoxicology, 18:488-498.

Lindqvist, O., Johansson, K., Aastrup, M., Andersson, A., Brinkmark, Hovsenius, L. G., Hakanson, L., Inververtt, A., Meili, M. and Timm, B., 1991. Mercury in the Swedish environment - recent research on causes, consequences and corrective methods. Water Air and Soil Pollution, 55: R11-&, doi:10.1007/BF00542429

Liu, Q.-T., Diamond, M.L., Gingrich, S.E., Ondov, J.M., Maciejczyk, P. and Stern, G.A. 2003., Accumulation of metals, trace elements and semivolatile organic compounds on exterior window surfaces in Baltimore. Environmental Pollution, 122: 51–61.

Lodenius, M., Seppanen, A. and Herranen, M., 1983. Accumulation of mercury in fish and man from reservoirs in northern Finland. Water, Air, and Soil Pollution, 19: 237-246.

Louchouarn, P., Lucotte, M., Mucci, A. and Pichet, P., 1993. Geochemistry of mercury in two hydroelectric reservoirs in Quebec, Canada. Can.J.Fish.Aquat.Sci., 50: 269-281.

Louchouarn, P., Lucotte, M. and Farella, N., 1999. Historical and geographical variations of sources and transport of terrigenous organic matter within a large-scale coastal environment. Org. Geochem., 30:675-699.

Lucotte, M., Mucci, A., Hillaire-Marcel, C. Pichet, P. and Grondin, A., 1995. Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of northern Quebec (Canada). Water Air and Soil Pollution, 80:467-476.

Lucotte, M., Schetagne, R., Thérien, N., Langlois, C. and Tremblay, A., 1999a. The mercury issue in northern Quebec. *In* Mercury in the Biogeochemical Cycle. *Edited by* M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay. Springer, Berlin pp. 23-40.

Lucotte, M., Montgomery, S. and Bégin, M., 1999b. Mercury dynamics at the flooded soil-water interface in reservoirs of northern Quebec: in situ observations. *In* Mercury in the Biogeochemical Cycle. *Edited by* M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay, Springer, Berlin pp. 165-192.

Lucotte, M., Montgomery, S., Caron, B.and Kainz, M., 1999c. Mercury in natural lakes and unperturbed terrestrial ecosystems of Northern Québec. *In* Mercury in the Biogeochemical Cycle. *Edited by* M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay, Springer, Berlin pp. 55-87.

Lucotte, M., Paquet, S. and Moingt, M., 2012. Climate fluctuations overshadow the influence logging and mining on fish mercury levels in Québec lakes, personal communication.

Luo, Y., Wan, S.Q., Hui, D.F. and Wallace, L.L., 2001. Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie. Nature ,413, 622–625.

Manitoba Conservation. Concentrations of metals and other elements in surface soils of Flin Flon, Manitoba and Creighton, Saskatchewan 2006, 2007. Manitoba Conservation Report 2007-01.

Mason, R.P., Lawson, N.M., Sullivan KA., 1997. Atmospheric deposition to the Chesapeake Bay watershed - regional and local sources. Atmos Environ., 31: 3531–3540.

Mason, R.P. and Sheu, G.-R., 2002. Role of the ocean in the global mercury cycle. Global Biogeochemical Cycles, 16(4) 40-1 – 40-14.

Masson, S. and Tremblay, A., 2003. Effects of intensive fishing on the structure of zooplankton communities and mercury levels. Science of the Total Environment, 304: 377-390.

McEachern, D.B. and Phillips, S.F., 1983. Monitoring for Mercury and Lead in Blueberry Plants (*Vaccinium myrtilloides* (Michx)) of the Flin Flon Area, 1980 and 1981. Environmental Management Services Branch, Department of Environment and Workplace Safety and Health, Report 83-12.

McMartin, I., Henderson, P.J. and Nielsen, E., 1999. Impact of a base metal smelter on the geochemistry of soils of the Flin Flon region, Manitoba and Saskatchewan. Canadian Journal of Earth Sciences, 36 (2), pp. 141-160.

Meng, B., X. B. Feng, C. X. Chen, G. L. Qiu, J. Sommar, Y. N. Guo, P. Liang, and Q. Wan., 2010. Influence of eutrophication on the distribution of total mercury and methylmercury in hydroelectric reservoirs. Journal of Environmental Quality, 39(5):1624-1635.

Michelutti, N, Wolfe, A.P., Vinebrooke, R.D., Rivard, B., Briner, J.P., 2005. Recent primary production increases in arctic lakes. Geophysical Research Letters, 32 1-4.

Mierle G, Ingram R., 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. Water Air Soil Poll., 56: 349-357.

Mitsch, W.J. and Gosselin, J.G., 1993. Wetlands, Van Norstrand Reinhold, New York.

Moingt, M., Lucotte, M. and Paquet, S., 2014. Deciphering the impact of land-uses on terrestrial organic matter and mercury inputs to large boreal lakes of central Québec using lignin biomarkers. Applied Geochemistry, 41, 34-48.

Moore, J.W. and Sutherland, D.J., 1980. Mercury concentrations in fish inhabiting two polluted lakes in northern Canada. Water Research, 14, 903–907.

Moore, J., Berlow, E., Coleman, D., de Ruiter, P., Dong, Q., Hastings, A., Johnson, N., McCann, K. Melville, P. Morin, K. Nadelhoffer, A. Rosemond, D. Post, J. Sabo, K. Scow, M. Vanni, K. and Wall, D., 2004. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. Ecology Letters, 7: 584-600.

Montgomery, S., Lucotte, M. and Rheault, I., 2000. Temporal and spatial influences of flooding on dissolved mercury in boreal reservoirs. Science of The Total Environment, 260: 147-157.

Montgomery, S., Lucotte, M. and Cournoyer, L., 2000. The use of stable carbon isotopes to evaluate the importance of fine suspended particulate matter in the transfer of methymercury to biota in boreal flooded environments. Science of The Total Environment, 261: 33-41.

Morrison, K.A. and Thérien, N., 1994. Mercury release and transformation from flooded vegetation and soils: experimental evaluation and simulation modeling. *In* Mercury Pollution: Integration and Synthesis. *Edited by* C.J.Watras and J.W.Huckabee. Lewis Publishers, Ann Arbor, MI pp. 355-365.

Morrison, K.A. and Thérien, N., 1995. Changes in mercury levels in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and northern pike (*Esox lucius*) in the LG-2 Reservoir since flooding. Water, Air, and Soil Pollution, 80: 819-828.

Morrison, H.A, Gobas, F.A.P.C, Lazar, R., Whittle, D.M. and Haffner, G.D., 1998. Projected changes to the trophodynamics of PCBs in western Lake Erie ecoystem attributed to the presence of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). Environmental Science and Technology, 32:3862-3867.

Morrison, H.A, Whittle, D.M. and Haffner G.D., 2000. The relative importance of species invasions and sediment disturbance in regulating chemical dynamics in western Lake Erie. Ecological Modelling, 125:279-294.

Mouchet, P.C., 1984. Influence of recently drowned terrestrial vegetation on the quality of water stored in impounding reservoirs. Verhandlungen-Internationale Vereinigung fur theoretische und angewandte Limnologie, 22: 1608-1619.

Moye, H.A., Miles, C.J., Phlips, E.J., Sargent, B. and Merritt, K.K., 2002. Kinetics and uptake mechanisms for monomethylmercury between freshwater algae and water. Environmental Science and Technology, 36: 3550-3555.

Mucci, A., M. Lucotte, S. Montgomery, Y. Plourd, P. Pichet and H. Van Tra., 1995. Mercury remobilization from flooded soils in a hydroelectric reservoir of northern Quebec, La-Grande-2: results of a soil resuspension experiment. Can.J.Fish.Aquat.Sci., 52: 2507-2517.

Mugan, T.J., 1996. Quantification of total mercury discharges from publicly owned treatment works to Wisconsin surface waters. Water Environment Research, 68(2): 229-234.

Munthe, J., Hultberg, H., 2004. Mercury and methylmercury in run-off from a forested catchment-concentrations, fluxes and their response to manipulations. Water, Air, Soil Pollution Focus, 4, 607-618.

Munthe J., Bodaly, R.A., Branfireun, B., Driscoll, C.T., Gilmour, C.C., Harris, R., Horvat, M., Lucotte, M., Malm, O., 2007. Recovery of mercury-contaminated fisheries. Ambio, 36 (1), 33 -44.

Naiman, R.J., Pinay, G., Johnston, C.A., and Pastor, J., 1994. Beaver influences on the long-term biogeochemical characteristics of boreal forest drainage networks. Ecology, 75: 905-921.

Nelson, W.O. and Campbell, P.G.C., 1991. The effects of acidification on the geochemisty of Al, Cd, Pb, and Hg in freshwater environments-a literature review. Environmental Pollution, 71, 91-130.

Noyes, P. D., McElwee, M. K., Miller, H. D., Clark, B. W., Van Tiem, L. A., Walcott, K. C., Erwin, K. N. and Levin, E. D., 2009. The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. Environment International, 35: 971-986.

Ouellet, J.-F., Lucotte, M., Teisserenc, R., Paquet S. and Canuel, R., 2009. Lignin biomarkers as tracers of mercury sources in lake water column. Biogeochemistry, 94 (2), 123-140.

Outridge, P.M., Rausch, N., Percival, J.B., Shotyk, W., McNeely, R., 2011. Comparison of mercury and zinc profiles in peat and lake sediment archives with historical changes in emissions from the Flin Flon metal smelter, Manitoba, Canada. Science of the Total Environment, 409 (3), pp. 548-563.

Parsons, M.B., Smit, P.K., Goodwin, T.A., Hall, G.E.M, Sangster, A.L. and Percival, J.B., 2004. Distribution, cycling, and fate of mercury and associated elements at historical lode gold mines in Nova Scotia, Canada. In Proceedings of the 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Ljubljana, Slovenia, June 27–July 2, 2004. M. Horvat, N. Ogrinc, J. Faganeli, and J. Kotnik (eds.), RMZ – Materials and the Geoenvironment, 51, 185–189.

Parsons, M.B., LeBlanc, K.W.G., Hall, G.E.M., Sangster, A.L., Vaive, J.E. and Pelchat, P., 2012. Environmental geochemistry of tailings, sediments and surface waters collected from 14 historical gold mining districts in Nova Scotia. Geological Survey of Canada, Open File 7150, 326 p.

Paterson, M.J., Rudd, J.W.M. and St. Louis, V., 1998. Increases in total and methylmercury in zooplankton following flooding of a peatland reservoir. Environmental Science and Technology, 32: 3868-3874.

Peterson, R.H., Sreedharan, A., Ray, S., 1989. Accumulation of trace metals in three species of fish from lakes in New Brunswick and Nova Scotia (Canada). Influence of pH and other chemical parameters. Water pollution research journal of Canada, 24: 119-142.

Petit, S., Lucotte, M. and Teisserenc, R., 2011. Mercury sources and bioavailability in lakes located in the mining district of Chibougamau, Eastern Canada. Appl. Geochem., 26: 230-241.

Pickhardt, P., Folt, C., Chen, C., Klaue, B. and Blum, J., 2002. Algal blooms reduce the uptake of toxic methylmercury in freshwater food webs. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 99: 4419-4423.

Pickhardt, P., Folt, C., Chen, C., Klaue, B. and Blum, J., 2005. Impacts of zooplankton composition and algal enrichment on the accumulation of mercury in an experimental freshwater food web. Science of the Total Environment, 339(1-3):89-101.

Pickhardt, P.C. and Fisher, N.S., 2007. Accumulation of inorganic and methylmercury by freshwater phytoplankton in two contrasting water bodies. Environ. Sci. Technol., 41:125-131.

Planas, D., Desrosiers, M., Groulx, S.-R., Paquet S. and Carignan, R., 2000. Pelagic and benthic algal responses in eastern Canadian boreal shield lakes following harvesting and wildfires. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 57: 136-145.

Plouffe, A., Rasmussen, P.E., Hall, G.E.M. and Pelchat, P., 2004. Mercury and antimony in soils and non-vascular plants near two past-producing mercury mines, British Columbia, Canada. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis 4, 353-364.

Plourde, Y., Lucotte, M. and Pichet, P., 1997. Contribution of suspended particulate matter and zooplankton to MeHg contamination of the food chain in midnorthern Quebec (Canada) reservoirs. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 54: 821-831.

Pohle, G., Frost, B. and Findlay, R., 2001. Assessment of regional benthic impact of salmon mariculture within the Letang Inlet, Bay of Fundy. ICES Journal of Marine Science, 58(2):417-426.

Poissant, L. and Casimir, A., 1998. Water-air and soilair exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites. Atmos. Environ., 32: 883-893.

Porvari, P., 1998. Development of fish mercury concentrations in Finnish reservoirs from 1979 to 1994. Science of the Total Environment, 213: 279-290.

Porvari, P., Verta, M., Munthe, J. and Haapanen, M., 2003. Forestry practices increase mercury and methyl mercury output from boreal forest catchments. Environ. Sci. Technol., 37: 2389-2393.

Post, D., Pace, M. and Hairston, N., 2000. Ecosystem size determines food-chain length in lakes. Nature, 405: 1047-1049.

Poulain, A.J., Amyot, M., Findlay, D., Telor, S., Barkay, T. and Hintelmann, H., 2004. Biological and photochemical production of dissolved gaseous mercury in a boreal lake. Limnol. Oceanogr., 49(6), 2265–2275

Pringle, C.M. and Barber, M., 2000. The land-water interface: Science for a sustainable biosphere. Ecol. Appl., 10: 939-940.

Quinones, J.L. and Carpi, A., 2011. An investigation of the kinetic processes influencing mercury emissions from sand and soil samples of varying thickness. J. Environ. Qual., 40: 647-652.

Rask, M., Jarvinen, M., Kuoppamaki, K. and Poysa, H., 1996. Limnological responses to the collapse of the perch population in a small lake. Ann. Zool. Fennici., 33:517-524.

Ravichandran, M., 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter - A review. Chemosphere, 55(3):319-331.

Rencz, A.N., O'Driscoll, N.J., Hall, G.E.M., Peron, T., Telmer, K., Burgess, N.M., 2003. Spatial variation and correlations of mercury levels in the terrestrial and aquatic components of a wetland dominated ecosystem: Kejimkujik Park, Nova Scotia, Canada. Water, Air & Soil Pollution, 143, 271-288.

Rennie, M., Collins, N.C., Purchase, C.F., Tremblay, A., 2005. Predictive models of benthic invertebrate methylmercury in Ontario and Quebec lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 62, 2770-2783.

Rennie, M.D., Sprules, W.G. and Vaillancourt, A., 2010. Changes in fish condition and mercury vary by region, not *Bythotrephes* invasion: a result of climate change? Ecography, 33:471-482.

Rennie, M.D., Strecker, A. and Palmer, M.E., 2011. *Bythotrephes* invasion elevates trophic position of zooplankton and fish: implications for contaminant biomagnification. Biological Invasions, 13:2621-2634.

Roebuck, B.D., 1999. Elevated mercury in fish as a result of the James Bay hydroelectric development: perceptions and reality. *In* Social and environmental impacts of the James Bay hydroelectric project. *Edited by* J.F.Hornig. McGill-Queen's University Press, pp. 73-91

Rosenberg, D.M., Bodaly, R.A. and Usher, P.J., 1995. Environmental and social impacts of large scale hydro-electric development: who is listening? Global Environmental Change, 5: 127-148.

Roulet, M., Lucotte, M., Farella, N., Serique, G., Coelho, H., Sousa Passos, C.J., de Jesus da Silva, E., Scavone de Andrade, P., Mergler, D. and Amorim, M., 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. Water, Air and Soil Pollution, 112: 297-313.

Roulet, M., Lucotte, M., Canuel, R., Farella, N., Courcelles, M., Guimarães, J.-R, Mergler, D. and Amorim, M., 2000. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. Chemical Geology, 165: 243-266.

Roy, V., Amyot, M., and Carignan, R., 2009a. Beaver ponds increase methylmercury concentrations in Canadian shield streams along vegetation and pond-age gradients. Environmental Science & Technology, 43: 5605-5611.

Roy, V., Amyot, M., and Carignan, R., 2009b. Seasonal methylmercury dynamics in water draining three beaver impoundments of varying age. J.Geophys.Res. 114: G00C06.

Rudd, J.W.M., 1995. Sources of methylmercury to freshwater ecosystems: A review. Water Air Soil Pollut., 80: 697-713.

Rumbold, D.G. and Fink, L.E., 2006. Extreme spatial variability and unprecedented methylmercury concentrations within a constructed wetland. Environmental Monitoring and Assessment, 112: 115-135.

Rypel, A.L., Arrington, D.A. and Findlay, R.H., 2008. Mercury in Southeastern U.S. riverine fish populations linked to water body type. Environmental Science & Technology, 42: 5118-5124.

Sanei, H. and Goodarzi, F., 2006. Relationshup between organic matter and mercury in recent lake sediment: the physical-geochemical aspects. Appl. Geochem., 21: 1900-1912.

Sampaio, D., Lucotte, M., Paquet, S. and Davidson, R., 2009. Influence of ecological factors and of land-use on mercury levels in Amazonian fish. Environmental Research, 109: 432-446.
Schaefer, J.K. and Morel, F.M.M., 2009. High methylation rates of mercury bound to cysteine by

Geobacter sulfurreducens. Nature Geoscience, 2, 123-

Schallenberg, M., 1993. Effects of impoundment on the oxygen and nutrient dynamics of sub-arctic reservoirs. No. Paper No. 4.

126.

Schetagne, R. and Verdon, R., 1999. Postimpoundment evolution of fish mercury levels at the La Grande Complex, Quebec, canada (from 1978 to 1996). *In* Mercury in the Biogeochemical Cycle. *Edited by* M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay. Springer, Berlin, pp. 235-258.

Schetagne, R., Doyon, J.-F., and Fournier, J.J., 2000. Export of mercury downstream from reservoirs. Science of The Total Environment, 260: 135-145.

Scheuhammer, A.M., 1991. Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. Environmental Pollution, 71, 329-375.

Scheuhammer, A.M., McNicol, D.K., Mallory, M.L. and Kerekes J.J., 1997. Relationships between lake chemistry and calcium and trace metal concentrations of aquatic invertebrates eaten by breeding insectivorous waterfowl. Environmental Pollution, 96, 235-247.

Scheuhammer, A.M. and Graham J.E., 1999. The bioaccumulation of mercury in aquatic organisms from two similar lakes with differing pH. Ecotoxicology, 8, 49-56.

Schiedek, D., Sundelin, B., Readman, J.W., Macdonald, R.W., 2007. Interactions between climate change and contaminants. Mar. Pollut. Bull., 54(12), 1845-1856

Schindler, D.W., 1988. Effects of acid rain on freshwater ecosystems. Science, 239, 149-156.

Schindler, D. W., Kidd, K. A., Muir, D. C. G. and Lockhart, W. L., 1995. The effects of ecosystem characteristics on contaminant distribution in northern fresh-water lakes. Science of the Total Environment, 160-61:1-17.

Schroeder, W.H. and Munthe, J., 1998. Atmospheric mercury – an overview. Atmos. Environ., 29: 809-822.

Schroeder, W.H., Beauchamp, S., Edwards, G., Poissant, L., Rasmussen, P., Tordon, R., Dias, G., Kemp, J., Van Heyst, B. and Banic, C.M., 2005. Gaseous mercury emissions from natural sources in Canadian landscapes. Journal of Geophysical Research, 110, D18302, doi:10.1029/2004JD005699.

Scruton, D.A., Petticrew, E.L., LeDrew, L.J., Anderson, M.R., Williams, U.P., Bennett, B.A., and Hill, E.L., 1994. Methylmercury levels in fish tissue from three reservoir systems in insular Newfoundland, Canada. *In* Mercury Pollution: Integration and Synthesis. *Edited by* C.J.Watras and J.W.Huckabee. Lewis Publishers, Ann Arbor, MI, pp. 441-455.

Sharma, C.M. and Borgstrom, R., 2008. Selective exploitation of large pike Esox lucius - Effects on mercury concentrations in fish populations. Sci. Total Environ., 399:33-40.

Siegel, S.M., Siegel, B.Z., Lipp, C., Kruckeberg, A., Towers, G.H.N. and Warren, H., 1985. Indicator plantsoil mercury patterns in a mercury-rich mining area of British Columbia. Water, Air and Soil Pollution, 25, 73–85.

Simoneau, M., Lucotte, M., Garceau, S. and Laliberté, D., 2005. Fish growth rates modulate mercury concentrations in walleye (Sander vitreus) from eastern Canadian lakes. Environmental Research, 98: 73-82.

Smith-Downey, N.V., Sunderland, E.M., Jacob, D.J., 2010. Anthropogenic impacts on global storage and emissions of mercury from terrestrial soils: Insights from a new global model. J. Geophys. Res., 115, G03008, doi:10.1029/2009JG001124.

Sonesten, L., 2003. Catchment area composition and water chemistry heavily affects mercury levels in perch (perca fluviatilis L.) in circumneutral lakes. Water Air Soil Poll., 144: 117-139.

Sørensen, J.A., Kallemeyn, L.W., Sydor, M., 2005. Relationship between mercury accumulation in young-of-the-year yellow perch and water level fluctuations. Env., Sc. Technol., 39, 9237-9243.

Sørensen, R., Meili, M., Lambertsson, L., von Brömssen, C. and Bishop, K., 2009. The effects of forest harvest operations on mercury and methymercury in two boreal streams: Relatively small changes in the first two years prior to site preparation. Ambio, 38, 364-372.

Spencer, S.H., Shutler, D. and O'Brien, M.S. 2011. Correlates of mercury in female river otters (*Lontra canadensis*) from Nova Scotia, Canada. Environmental Toxicology and Chemistry, 30: 1879-1884.

Spry D.J. and Wiener J.G., 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes: a critical review. Environmental Pollution, 71, 243-304.

Steffen, A., Douglas, T., Amyot, M., Ariya, P., Aspmo, K. Berg, T., Bottenheim, J., Brooks, S., Cobbett, F., Dastoor, A., Dommergue, A., Ebinghaus, R., Ferrari, C., Gardfeldt, K., Goodsite, M.E., Lean, D., Poulain, A.J., Scherz, C., Skov, H., Sommar, J., Temme, C., 2008. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. Atmos. Chem. Phys., 8, 1445–1482

Stern, G., Loseto, L., Macdonald, R., Wang, F., Zdanowicz, C., Outridge, P., Cole, A. Chetelat, J., Hintelmann, H., Steffen, A., 2011. Chapter 4 of AMAP, 2011. AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xiv + 193 pp.

St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Beaty, K.G., Bloom, N.S. and Flett, R.J., 1994. Importance of wetlands as sources of methyl mercury to boreal forest ecosystems. Can. J. Fish Aquat. Sci., 51: 1065-1076.

St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Beaty, K.G., Flett, R.J. and Roulet, N.T., 1996. Production and loss of methylmercury and loss of total mercury from boreal forest catchments containing different types of wetlands. Environ. Sci. Technol., 30: 2719-2729.

St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Bodaly, R.A., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Hesslein, R.H., Heyes, A., and Majewski, A.R., 2004. The rise and fall of mercury methylation in an experimental reservoir. Environmental Science and Technology, 38: 1348-1358.

Stober, J., Scheidt, D., Jones, R., Thorton. K., Gandy, L., Stevens, D., Trexler, J. and Rathburn, S., 1998. South Florida Ecosystem Assessment. Monitoring for adaptive management: Implications for ecosystem restoration. Final Technical Report - Phase I, EPA 904-R-98-002.

Stockner, J.G., Rydin, E. and Hyenstrand, P., 2000. Cultural oligotrophication. Fisheries, 25: 7-14.

Stokes, P.M. and Wren, C.D., 1987. Bioaccumulation of mercury by aquatic biota in hydroelectric reservoirs: a review and consideration of mechanisms. *In* Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment. *Edited by* T.C.Hutchinson and K.M.Meema. John Wiley & Sons, pp. 255-277.

Stolte, W.J. and Sadar, M.H., 1998. The Rafferty-Alameda Project: Monitoring and mitigation after the environmental impact assessment. Canadian Water Resources Journal, 23: 109-119.

Stone, J. J., McCutcheon, C. M., Stetler, L. D. and Chipps, S. R., 2011. Interrelationships between fish tissue mercury concentrations and water quality for South Dakota natural lakes and impoundments. Water Air and Soil Pollution, 222(1-4):337-349.

Surette, C., Lucotte, M. and Trenbley, A., 2006. Influence of intensive fishing on the partitioning of mercury and methylmercury in three lakes of Northern Quebec. Sci. Total Environ., 368:248-261.

Surmo-Aho, K., Paasivirta, J., Rekolainen, S. and Verta, M., 1986. Organic and inorganic mercury in the food chain of some lakes and reservoirs in Finland. Publications of the Water and Environment Research Institute, 65: 59-71.

Swanson, H., T. Johnston, W. Leggett, R. Bodaly, R. Doucett, and R. Cunjak., 2003. Trophic positions and mercury bioaccumulation in rainbow smelt (Osmerus mordax) and native forage fishes in northwestern Ontario lakes. Ecosystems, 6: 289-299.

Swanson, H., Johnston, T.A., Schindler, D.A, Bodlay, A. and Whittle, D.M., 2006. Mercury bioaccumulation in forage fish communities invaded by rainbow smelt (*Osmerus mordax*). Environ. Sci. Technol., 40:1439-1446.

Teisserenc, R., Lucotte, M. and Houel, S., 2011. TOM biomarkers as tracers of Hg sources in recent lake sediments of the Boreal forest. Biogeochemistry, 103: 235-244.

Thérien, N. and Morrison, K., 1999a. Calculated fluxes of mercury to fish in the Robert-Bourassa Reservoir. *In* Mercury in the Biogeochemical Cycle. *Edited by* M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay. Springer, Berlin pp. 259-272.

Thérien, N. and Morrison, K., 1999b. *In vitro* release of mercury and methyl mercury at the flooded soilwater interface in the reservoirs. *In* Mercury in the Biogeochemical Cycle. *Edited by* M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay. Springer, Berlin pp. 147-164.

Thérien, N., Surette, C., Fortin, R., Lucotte, M., Garceau, S., Schetagne, R. and Tremblay, A., 2003. Reduction of mercury concentration in fish through intensive fishing of lakes: A preliminary testing of assumptions, p. 365-376. *In* C. Brebbia [ed.], River Basin Management.

Therriault, T.W. and Schneider, D.C., 1998. Predicting change in fish mercury concentrations following reservoir impoundment. Environmental Pollution, 101: 33-42.

Thompson, E., Makarewicz, J.C. and Lewis, T.W., 2005. Additional link in the food web does not biomagnify a persistent contaminant in Lake Ontario: the case of *Cercopagis pengoi*. J. Great Lakes Res., 31:210-218.

Tremblay, A., Lucotte, M., and Rowan, D., 1995. Different factors related to mercury concentration in sediment and zooplankton of 73 Canadian lakes. Water, Air, and Soil Pollution, 80: 961-970.

Tremblay, A., Lucotte, M., Meili, M., Clouthier, L. and Pichet, P., 1996a. Total mercury and methylmercury contents of insects from boreal lakes: ecological, spatial and temporal patterns. Water Quality Research Journal of Canada, 31: 851-873.

Tremblay, A., Lucotte, M. and Rheault I., 1996b. Methylmercury in a benthic food web of two hydroelectric reservoirs and a natural lake of northern Quebec (Canada). Water, Air, and Soil Pollution, 91: 255-269.

Tremblay, A. and Lucotte, M., 1997. Accumulation of total mercury and methyl mercury in insect larvae of hydroelectric reservoirs. Can.J.Fish.Aquat.Sci., 54: 832-841.

Tremblay, A., Cloutier, L., and Lucotte, M., 1998a. Total mercury and methylmercury fluxes via emerging insects in recently flooded hydroelectric reservoirs and a natural lake. Science of the Total Environment, 219: 209-221.

Tremblay, A., Lucotte, M. and Schetagne, R., 1998b. Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric reservoirs in northern Quebec (Canada). Science of the Total Environment, 213: 307-315.

Tremblay, A., 1999. Bioaccumulation of methyl mercury in invertebrates from boreal hydrelectric reservoirs. *In* Mercury in the Biogeochemical Cycle.

Edited by M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay. Springer, Berlin pp. 193-214.

Tuomola, L., Niklasson, T., de Castro e Silva, E., and Hylander, L.D., 2008. Fish mercury development in relation to abiotic characteristics and carbon sources in a six-year-old, Brazilian reservoir. Science of the Total Environment, 390: 177-187.

Turetsky, M.R., Kane, E.S., Harden, J.W., Ottmar, R., Maines, K., Kasischke, E.S., 2011. More severe burning and accelerated carbon losses due to a changing boreal fire regime. Nature Geoscience, 4, 27–31.

Ullrich, S. M., T. W. Tanton, and S. A. Abdrashitova., 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 31(3):241-293.

U.S.EPA, 2001. South Florida Ecosystem Assessment: Phase I/II (Technical report) — Everglades stressor interations: Hydropattern, eutrophication, habitat alteration, and mercury contamination. USEPA 904-R-01-003.

Usher, P. J. and Weinstein, M. S., 1991. Towards assessing the effects of Lake Winnipeg regulation and Churchill River Diversion on resource harvesting in native communities in Northern Manitoba. No. 1794

Vaidya O.C., Howell G.D. and Leger D.A., 2000. Evaluation of the distribution of mercury in lakes in Nova Scotia and Newfoundland (Canada). Water, Air & Soil Pollution, 117, 353-369.

van de Waal, D. B., Verschoor, A. M., Verspagen, J. M. H., van Donk, E. and Huisman, J., 2010. Climate-driven changes in the ecological stoichiometry of aquatic ecosystems. Frontiers in Ecology and the Environment, 8: 145-152.

van der Zanden and Rasmussen, 1996. A trophic position model of pelagic food webs: impact o contaminant bioaccumulation in lake trout. Ecol. Monogr., 66(4):451-477.

Van Duong, H. and Han, S., 2011. Benthic transfer and speciation of mercury in wetland sediments downstream from a sewage outfall. Ecological Engineering, 37(6):989-993.

Verdon, R., Brouard, D., Demers, C., Lalumiere, R., Laperle, M. and Schetagne, R., 1991. Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the La Grande hydroelectric complex, Quebec, Canada. Water, Air, and Soil Pollution, 56: 405-417.

Verdon, R. and Tremblay, A., 1999. Mercury accumulation in fish from the La Grande Complex: Influence of feeding habits and concentrations of mercury in ingested prey. *In* Mercury in the Biogeochemical Cycle. *Edited by* M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay. Springer, Berlin pp. 215-233.

Vermette, S.J., Irvine, K.N. and Drake, J.J., 1991. Temporal variability of the elemental composition in urban street dust. Environmental Monitoring and Assessment, 18: 67–77.

Verta, M., Rekolainen, S. and Kinnunen, K., 1986. Causes of increased fish mercury levels in Finnish reservoirs. Publications of the Water and Environment Research Institute, 65: 59-71.

Verta, M., 1990. Changes in fish mercury concentrations in an intensively fished lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 47: 1888-1897, doi:10.1139/f90-213

Verta, M., Salo, S., Korhonen, Ma., Porvari, P., Paloheim, A. and Munthe, J., 2010. Climate induced thermocline change has an effect on the methyl mercury cycle in small boreal lakes. Science of the Total Environment, 408: 3639-3647.

Vitousek, P., Aber, J., Howarth, R., Likens, G., Matson, P., Schindler, D., Schlesinger, W. and Tilman, D., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. Ecological Applications, 7(3):737-750.

Vuori, K.-M., Siren, O. and Luotonen, H., 2003. Metal contamination of streams in relation to catchment silvicultural practices: a comparative study in Finnish and Russian headwaters. Boreal Env. Res., 8: 61-70.

Waite, D. T., Dunn, G. W. and Stedwill, R. J., 1980. Mercury in Cookson Reservoir (East Poplar River). Sakatchewan Environment No. WPC-23.

Wang, Q., Feng, X., Yang, Y. and Yan, H., 2011. Spatial and temporal variations of total and methylmercury concentrations in plankton from a mercury-contaminated and eutrophic reservoir in Guizhou Province, China. Environmental Toxicology and Chemistry, 30(12):2739-47.

Wassenaar, L. I., Venkiteswaran, J. J., Schiff, S. L. and Koehler, G., 2010. Aquatic community metabolism response to municipal effluent inputs in rivers quantified using diel delta(18)0 values of dissolved oxygen. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 67(8):1232-1246.

Watras, C., Back, R., Halvorsen, R., Hudson, R., Morrison, K. and Wente, S., 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. Science of the Total Environment, 219(2-3):183-208.

Watras, C.J., Morrison, K.A., Regnell, O., Kratz, T.K., 2006. The methylmercury cycle in Little Rock Lake during experimental acidification and recovery. Limnology and Oceanography, 51, 257-270.

Weech, S.A., Scheuhammer, A.M., Elliott, J.E. and Cheng, K.M., 2004. Mercury in fish from the Pinchi Lake Region, British Columbia, Canada, Environmental Pollution, 131, 275-286.

Weech, S.A., Scheuhammer, A.M. and Elliott, J.E., 2006. Mercury exposure and reproduction in fish-eating birds breeding in the Pinchi Lake region, British Columbia, Canada, Environmental Toxicology and Chemistry, 25, 1433-1440.

Westcott, K. and Kalff, J., 1996. Environmental factors affecting methyl mercury accumulation in zooplankton. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53, 2221-2228.

Winch, S., Fortin, D., Lean, D.R.S., Parsons, M.B., 2008. Factors affecting methylmercury levels in surficial tailings from historical Nova Scotia gold mines. *Geomicrobiology Journal*, 25, 112–129.

Wiener, J.G., Krabbenhoft, D.P., Heinz, G.H. and Scheuhammer, A.M., 2003. Ecotoxicology of mercury. *In* Handbook of Ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Raton pp. 409-463.

Wiener, J.G., Knights, B.C., Sandheinrich, M.B., Jeremiason, J.D., Brigham, M.E., Engstrom, D.R., Woodruff, L.G., Cannon, W.F. and Balogh, S.J., 2006. Mercury in soils, lakes, and fish in voyageurs national park (Minnesota): Importance of atmospheric deposition and ecosystem factors. Environ. Sci. Technol., 40:6261-6268.

Winfrey, M.R. and Rudd, J.W.M., 1990. Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes. Environmental Toxicology and Chemistry, 9: 853-869.

Wong, H.K.T., Gauthier, A. and Nriagu, J.O., 1999. Dispersion and toxicity of metals from abandoned gold mine tailings at Goldenville, Nova Scotia, Canada. Science of the Total Environment, 228, 35–47.

Wren, C.D., Scheider, W.A., Wales, D.L., Muncaster, B.W. and Gray, I.M., 1991. Relation between mercury concentrations in walleye *(Stizostedion vitreum)* and northern pike *(Essox lucius)* in Ontario lakes and influence of environmental factors. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 48, 132-139.

Wyn, B., Kidd, K.A., Burgess, N.M., Curry, R.A. and Munkittrick K.R., 2010. Increasing mercury in yellow perch at a hotspot in Atlantic Canada, Kejimkujik National Park. Environmental Science & Technology, 44, 9176-9181.

Xu, X. and Akhtar, U.S., 2009. Identification of potential regional sources of atmospheric total gaseous mercury in Windsor, Ontario, Canada using hybrid receptor modeling. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, 9, 24847-24874.

Yao H., Feng X., Guo Y., Yan H., Fu X., Li Z. and Meng B., 2011. Mercury and methylmercury concentrations in two newly constructed reservoirs in the Wujiang River, Guizhou, China. Environmental Toxicology and Chemistry, 30(3), 530-537.

Yan, H., Rustadbakken, A., Yao, H., Larssen, T., Feng, X., Liu, T., Shang, L. and Haugen. T. O., 2010. Total mercury in wild fish in Guizhou reservoirs, China. Journal of Environmental Sciences-China, 22(8), 1129-1136.

Yingcharoen, D. and Bodaly, R.A., 1993. Elevated mercury levels in fish resulting from reservoir flooding in Thailand. Asian Fisheries Science, 6: 73-80.

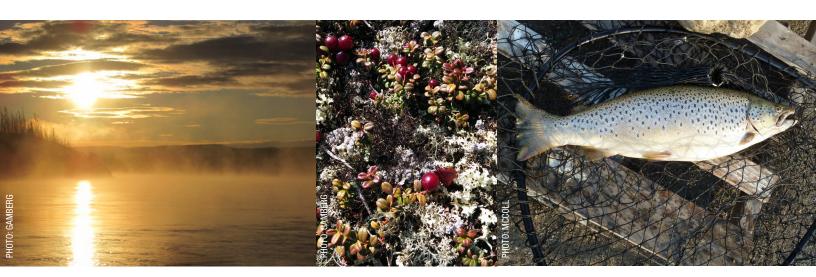
Zhang, X., Vincent, L.A., Hogg, W.D. and Niitsoo, A., 2000. Temperature and Precipitation Trends in Canada During the 20th Century. Atmosphere-Ocean, 38(3), 395–429

Zhang, L., Zang, X., Xu, J., Xie, P., Zhu, Z. and Su, J., 2007. Mercury bioaccumulation in fishes of Three Gorges Reservoir after impoundment. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 78: 262-264.

Zhang, L., Campbell, L. M. and Johnson, T. D., 2012. Seasonal variation in mercury and food web biomagnificationin Lake Ontario, Canada. Environmental Pollution, 161: 178-184, doi:j. envpol.2011.10.023

Chapitre 9:

Cycle du mercure dans les écosystèmes et réaction aux changements dans les émissions de mercure anthropique



Auteur coordinateur : Ashu Dastoor

Auteurs principaux : Ashu Dastoor, Dorothy Durnford, Reed Harris

Coauteurs: Peter Dillon, Adrienne Ethier, Amanda Poste et

Andrei Ryzhkov

Collaborateurs : Karl Abraham, Parisa Ariya, Paul Arp, Cathy Banic, Don Beals, Cody Beals, Satyendra Bhavsar, Kristin Bielefeld, Paul Blanchfield, Neil Burgess, Tom Clair, Amanda Cole, Ian Dennis, Chris Eckley, Marlene Evans, Martyn Futter, Jennifer Graydon, Karen Kidd, Jane Kirk, Marc Lucotte, Rachel Mintz, Derek Muir, Julie Narayan, Mina Nasr, David Niemi, Nelson O'Driscoll, Michael Paterson, Martin Pilote, Rick Robinson, Alexandra Steffen, Vincent St. Louis, Rob Tordon et Leiming Zhang

TABLE DES MATIÈRES

9.1 INTRODUCTION	499
9.2 MODÈLES ENVIRONNEMENTAUX DU MERCURE	500
9.2.1 Modèles du mercure atmosphérique	500
Modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques (GRAHM)	503
9.2.2 Modèles terrestres du mercure	505
Modèle intégré de bassins versants pour le mercure (INCA-Hg)	506
Modèles terrestres statistiques du mercure	507
9.2.3 Modèles du mercure aquatiques et de bioaccumulation	508
Modèle HERMES (sources de mercure en milieux multiples de l'écosystème selon les ratios environnementaux)	508
Modèle dynamique des cycles du mercure (D-MCM)	
Modèles statistiques du mercure de bioaccumulation et en milieu aquatique	
9.2.4 Modélisation du mercure à l'échelle des écosystèmes	
9.3 MODÈLES EXAMINANT LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET LE MERCURE	511
9.4 ÉCOSYSTÈMES MODÉLISÉS	514
9.4.1 Lac Big Dam (ouest) (Nouvelle-Écosse)	515
9.4.2 Lacs Dickie et Harp (Ontario)	
9.4.3 Lac 240, région des lacs expérimentaux (Ontario)	517
9.4.4 Lac Phantom (Saskatchewan)	519
9.4.5 Lac Wabamun (Alberta)	520
9.5 DÉMARCHE AXÉE SUR LA MODÉLISATION	521
9.5.1 Sélection de modèles du mercure	521
9.5.2 Démarche générale axée sur la modélisation	522
Conditions existantes	522
Futurs scénarios	523
9.6 SIMULATIONS DE CONDITIONS EXISTANTES	524
9.6.1 Application du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques (GRAHM) a conditions existantes	
9.6.2 Application du modèle intégré de bassins versants (INCA) pour le mercure aux conditions existan	ites.532
9.6.3 Application du modèle dynamique des cycles de mercure (D-MCM) aux conditions existantes	
Étalonnage du modèle D-MCM à l'étude METAALICUS	
Application du modèle D-MCM aux conditions existantes concernant les lacs du Programme de	
réglementation de la qualité de l'air	540
9.6.4 Cycles de mercure du point de vue des écosystèmes	546

9.7 RÉACTIONS DES ÉCOSYSTÈMES AUX CHANGEMENTS DES ÉMISSIONS DE MERCURE	547
9.7.1 Scénarios de réduction des émissions	547
9.7.2 Résultats du modèle régional et international sur les métaux lourds	
atmosphériques (GRAHM) avec les contrôles des émissions	550
9.7.3 Résultats du modèle intégré des bassins versants (INCA) pour le mercure avec	
les contrôles des émissions	
9.7.4 Estimation des taux de réponse terrestres à l'aide de carottes de sédiments	554
9.7.5 Simulations de la réduction de charges et réponses des écosystèmes par le modèle	
dynamique des cycles de mercure (D-MCM)	
9.7.6 Les contrôles des émissions réduiront-ils les concentrations de mercure dans le poisson?	560
9.7.7 Qu'est-ce qui contrôle le temps nécessaire pour que les concentrations de mercure dans	
le poisson répondent aux contrôles des émissions?	562
O O CONCENTRATIONS DE MÉTUVI MERQUIRE DANS LES LAGS CANADIENS À LIAIRE DES COURSES DE	
9.8 CONCENTRATIONS DE MÉTHYLMERCURE DANS LES LACS CANADIENS À L'AIDE DES SOURCES DE MERCURE EN MILIEUX MULTIPLES DE L'ÉCOSYSTÈME SELON LES RATIOS ENVIRONNEMENTAUX (HERMI	EC) EG2
WIENGURE EN WILLIEUX WIOLTIFLES DE L'EGOSTSTEWE SELON LES NATIOS ENVIRONNEMENTAUX (HERMI	
9.9 CONCLUSIONS ET BESOINS FUTURS	567
3.5 CONSESSIONS ET DESCRITO TOTORIO	
9.10 REFERENCES	569
ANNEXE A. INTRANTS ET EXTRANTS DES MODÈLES UTILISÉS DANS LE CADRE DE MODÈLES INTÉGRÉS	5580
ANNEXE B. CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DES SIX ÉCOSYSTÈMES MODÉLISÉS	584
ANNEXE C. RENSEIGNEMENTS SUPPLÉMENTAIRES SUR LES ÉTALONNAGES ET L'ANALYSE DE SENSIBI	
DE SIX LACS DU PROGRAMME DE RÉGLEMENTATION DE LA QUALITÉ DE L'AIR (PRQA) À L'AIDE DU MO	
INCA-HG	
Étalonnage du modèle INCA-Hg	
Analyse de sensibilité du modèle INCA-Hg	595
ANNEXE D. RENSEIGNEMENTS SUPPLÉMENTAIRES SUR L'ÉTALONNAGE DU D-MCM POUR SIX LACS	F00
DU PRQA	598
ANNEXE E. CARACTÉRISTIQUES DES LACS CANADIENS UTILISÉS COMME INTRANTS POUR HERMES	ene
ANNELLE LI VANAUTENIOTIQUES DES EAUS VANADIENS UTILISES CUMINE INTRANTS PUUR MERIMES	000
ANNEYE E SOURCES DE DONNÉES CONCERNANT 244 I ACS CANADIENS MODÉLISÉS AVEC HERMES	612

9.1 INTRODUCTION

Les concentrations de mercure (Hg) dans le poisson sont influencées par le taux de charge de mercure dans les plans d'eau (Munthe et al., 2007; Harris et al., 2007) et les émissions de mercure anthropiques accrues des temps modernes ont très probablement entraîné des concentrations de mercure plus élevées dans le poisson. Une enquête récente à l'échelle nationale sur les lacs canadiens, décrite dans le chapitre 10, a démontré que les concentrations de mercure dans le poisson suffisent souvent pour justifier des avis relatifs à la consommation. Des mesures visant à réduire les émissions de mercure dans l'environnement et, en fin de compte, les concentrations de mercure dans le poisson sont donc proposées dans le cadre du Programme de réglementation de la qualité de l'air (PRQA) au Canada et à l'échelle internationale, notamment la Convention de Minamata sur le mercure du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE).

La plupart des charges de mercure anthropique dans les lacs se produisent par l'entremise de dépôts atmosphériques dans le bassin versant. La charge atmosphérique a lieu directement à la surface de l'eau et indirectement après avoir traversé des systèmes terrestres. L'altération du mercure géologique dans les sols est parfois importante dans des régions dans lesquelles des dépôts naturels de mercure sont observés. La plupart du mercure chargé dans l'environnement et trouvé dans l'air, l'eau et les sédiments est inorganique (mercure élémentaire dans l'air; Hg2+ dans l'eau et les sédiments), tandis que la majeure partie du mercure dans le poisson apparaît sous la forme de méthylmercure (MeHg). Une série d'étapes est impliquée à partir du rejet initial de mercure dans l'atmosphère : la libération dans les bassins versants, la conversion d'une partie du mercure inorganique en méthylmercure et sa libération par l'entremise de systèmes aquatiques et le réseau trophique pour les poissons. Des modèles de simulation fondés sur des processus peuvent être utilisés pour aider à comprendre et à quantifier ces étapes et le lien général entre les émissions et les concentrations de mercure dans le biote. Les modèles sont aussi nécessaires pour interpréter les résultats des programmes de surveillance concus pour évaluer l'efficacité des mesures de contrôle des émissions. En

effet, les concentrations de mercure dans le poisson sont touchées par un large éventail de facteurs qui peuvent changer en même temps que le chargement du mercure : il s'agit notamment du climat, de l'utilisation des terres, de la qualité de l'eau et des conditions trophiques. Les modèles fournissent un cadre pour aider à isoler les effets de chaque facteur.

La prévision des effets des contrôles des émissions de mercure sur les concentrations de mercure dans le poisson exige un cadre de modèle qui comprend des systèmes atmosphériques, terrestres et aquatiques. Jusqu'à récemment, les modèles du mercure mettaient l'accent sur un ou deux systèmes et non sur toutes ces composantes simultanément. Afin d'aider à prédire les avantages potentiels du Programme de réglementation de la qualité de l'air concernant le mercure. Environnement Canada a mis au point un cadre de modélisation du mercure des écosystèmes qui inclut des modèles atmosphériques, terrestres, aquatiques et de bioaccumulation. Ces modèles incluent le modèle du mercure atmosphérique d'Environnement Canada (GRAHM; modèle régional et international sur les métaux lourds, Dastoor et Larocque, 2004), le modèle terrestre de mercure de l'Université Trent (INCA-Hg; modèle intégré de bassins versants pour le mercure, Futter et al., 2012), un modèle aquatique des cycles et de la bioaccumulation du mercure (D-MCM : modèle dynamique des cycles du mercure, Harris et al., 2012a; Electric Power Research Institute, 2009) et un modèle aquatique à l'état stables des cycles du mercure (HERMES : sources de mercure en milieux multiples de l'écosystème selon les ratios environnementaux, Ethier et al., 2008).

Le présent chapitre décrit l'utilisation du cadre de modèle intégré pour examiner les cycles actuels du mercure dans six écosystèmes canadiens et pour prédire la réaction des concentrations de mercure dans le poisson dans ces systèmes aux changements des émissions de mercure anthropiques. Un aperçu des modèles du mercure pertinents et des modèles spécialement utilisés dans cette étude est fourni. Les systèmes des écosystèmes sélectionnés couvrent une vaste gamme de conditions écologiques à l'échelle nationale (figure 9.1) et varient en fonction de leur proximité à des émissions de mercure de sources ponctuelles. Les sites ayant plus de données disponibles concernant la modélisation du mercure



FIGURE 9.1 Emplacement de six écosystèmes (points orange) modélisés à l'aide du cadre du modèle intégré concernant le mercure

ont été privilégiés. La portée de cette étude n'inclut pas les sites arctiques qui sont examinés dans le cadre d'autres programmes d'Environnement Canada (p. ex. Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord). Les données disponibles sur le mercure dans les lacs étant plus nombreuses que celles concernant le mercure dans les rivières, l'analyse a été limitée aux lacs. Outre la description de simulations de conditions existantes et de scénarios futurs du modèle, des conclusions et d'autres recommandations sont fournies à des fins d'élaboration et d'application futures du cadre du modèle.

9.2 MODÈLES ENVIRONNEMENTAUX DU MERCURE

Les modèles environnementaux du mercure peuvent généralement être classés en modèles atmosphériques, terrestres, aquatiques ou de bioaccumulation, en fonction des composantes de l'environnement qu'ils comprennent. La modélisation du mercure des écosystèmes vise à combiner toutes ces composantes dans un seul cadre de modélisation. Les modèles des composantes sélectionnés sont présentés dans le tableau 9.1 et examinés plus en détail de la section 9.2.4.

9.2.1 Modèles du mercure atmosphérique

Les modèles du mercure atmosphérique englobent les émissions de mercure du sol et de l'eau (y compris les émissions anthropiques contemporaines, les émissions naturelles et les réémissions de mercure d'origines anthropique et naturelle), le transport atmosphérique et la transformation chimique, ainsi que le nouveau dépôt sur des surfaces terrestres et aquatiques. Ces modèles sont utilisés pour estimer les concentrations et le dépôt de mercure ambiant, l'attribution des ressources, pour interpréter les observations, expliquer les tendances à long terme et prédire les effets de futurs changements sur le mercure dans l'atmosphère, tels que les contrôles des émissions et les changements climatiques. Les modèles du mercure atmosphérique viennent aussi compléter les mesures directes en fournissant une couverture spatiale et en estimant les flux utilisés dans les réserves de mercure dans l'environnement.

Les modèles du mercure atmosphérique peuvent généralement être divisés en deux catégories selon l'échelle : mondiale ou régionale. Une fois rejeté dans l'air, le mercure est transporté à une échelle mondiale en raison de son temps de séjour d'environ un an dans l'atmosphère avant d'être déposé (Lindberg et al., 2007). Le mercure étant transporté à une échelle mondiale dans l'atmosphère et les émissions anthropiques canadiennes étant relativement

TABLEAU 9.1 Modèles sélectionnés pour simuler le mercure dans les systèmes atmosphériques, terrestres et aquatiques

Modèle	Mécanistique/ empirique	Échelle spatiale	Dynamique/ à l'état stable	Référence	
Modèles du mercure atmosphérique					
Modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques (GRAHM)*	Mécanistique	International/ régional	Dynamique	Durnford et al. (2012)	
Modèle hémisphérique eulérien danois	Mécanistique	Hémisphérique	Dynamique	Christensen et al. (2004)	
Système international de modélisation en milieux multiples du Programme concerté de surveillance et d'évaluation en Europe (PCSE)	Mécanistique	De l'échelle internationale à l'échelle locale	Dynamique	Travnikov et Ilyin (2009)	
GEOS-Chem	Mécanistique	Mondial	Dynamique	Fisher <i>et al.</i> (2012)	
Modèles terrestres du mercure					
Modèle intégré de bassins versants pour le mercure (INCA-Hg)*	Mécanistique	Bassin versant	Dynamique	Futter <i>et al.</i> (2012)	
Modèle de la charge du mercure du système de caractérisation de bassins versants	Semi- mécanistique	Bassin versant	À l'état stable	USEPA (2001); Ambrose, Tsiros et Wool (2005)	
Effets de la charge de mercure dans l'eau souterraine des systèmes de gestion agricole	Mécanistique	Champs/petits bassins versants	Dynamique	Leonard, Knisel et Still (1987)	
Modèle du mercure basé sur une grille	Mécanistique	Bassin versant	Dynamique	Dai et al. (2005)	
Visualisation des écosystèmes pour le modèle d'évaluation de la gestion des terres concernant le mercure	Mécanistique	Bassin versant	Dynamique	Davis <i>et al.</i> (2012)	
TOPLOAD	Semi-empirique	Bassin versant	Dynamique	Benedict et al. (2012)	
Estimateur de charge (LOADEST)	Empirique	Cours d'eau/ rivière	Dynamique	Runkel <i>et al.</i> (2004)	
Cadre de gestion du risque de l'analyse des bassins versants	Mécanistique	Bassin versant	Dynamique	Chen <i>et al.</i> (2008)	
Modèle du mercure fondé sur le modèle DOC-3	Empirique	Bassin versant	Dynamique	Jutras <i>et al.</i> (2011a, 2011b)	
Modèles du mercure aquatiques et de bioaccumulation					
Modèle dynamique des cycles du mercure (D-MCM V3)*	Mécanistique	Lac	Dynamique	Electric Power Research Institute (2009)	
Sources de mercure en milieux multiples de l'écosystème selon les ratios environnementaux (HERMES)*	Mécanistique	Lac	À l'état stable	Ethier <i>et al.</i> (2008, 2010a,b, 2012)	
Programme de simulation d'analyse de la qualité de l'eau (WASP)	Mécanistique	Tout système aquatique	Dynamique	Knightes et al. (2009)	
Modèle de la toxicité du mercure dans le lac Ontario (LOTOX2-Hg)	Mécanistique	Lac Ontario	Dynamique	Atkinson et al. (2007)	
Modèle d'interaction quantitative eau/air/ sédiments de fugacité et d'aquivalence (FA-QWASI)	Mécanistique	Un seul plan d'eau	À l'état stable	Diamond (1999)	
BIOTRANSPEC	Mécanistique	Lac	À l'état stable	Gandhi <i>et al.</i> (2007)	
Simulateur des systèmes aquatiques et de bioaccumulation	Mécanistique	Réseau trophique	Dynamique	Barber (2006)	
Évaluation des risques écologiques sous forme de feuille de calcul du devenir du mercure	Mécanistique	Plan d'eau	À l'état stable	Knightes (2008)	

De nombreux modèles statistiques prédisant le mercure dans le poisson comprennent Beaulne *et al.* (2012), Burns *et al.* (2012), Brumbaugh *et al.* (2001), Gabriel *et al.* (2009), Grieb *et al.* (1990), Hammerschmidt et Fitzgerald (2006), Sackett *et al.* (2009), Sampaio da Silva *et al.* (2009), Scudder *et al.* (2005), Shanley *et al.* (2012), Simoneau *et al.* (2005), Simonin *et al.* (2008), Wiener *et al.* (1990, 2006), Wren et MacCrimmon (1983)

^{*}Modèles utilisés dans la présente étude

faibles (moins de 0,4 % des émissions mondiales anthropiques), le transport transfrontalier est important au Canada. Par exemple, selon les estimations des modèles, l'exportation des émissions de mercure atmosphérique en provenance d'Asie de l'Est contribue à peu près à un quart des dépôts de mercure au Canada (chapitre 4; Durnford *et al.*, 2010). Compte tenu de l'importance du transport transfrontalier, la modélisation à l'échelle mondiale est nécessaire pour simuler le mercure atmosphérique au Canada.

La plupart des modèles de mercure atmosphérique utilisent actuellement une approche eulérienne, c.-à-d. que l'atmosphère est configurée comme une grille tridimensionnelle, les processus du mercure étant simulés aux points de grille. Les changements des concentrations de mercure sont simulés ponctuellement à des nœuds de grille qui représentent les valeurs moyennes dans chaque cellule. Les émissions anthropiques industrielles, les émissions naturelles et les réémissions provenant de surfaces terrestres et océaniques du mercure élémentaire gazeux (MEG; Hg⁰), du mercure gazeux réactif (MGR; espèces du Hg²⁺) et du mercure particulaire total (MPT; PHg) sont modélisées à chaque pas de temps. Le mercure libéré dans l'atmosphère est transporté et transformé par des processus physiques et chimiques avant d'être déposé par l'intermédiaire de dépôts humides ou secs. Les processus physiques-chimiques représentés dans les modèles comprennent habituellement l'élévation du panache thermique provenant de cheminées, le mélange turbulent de la couche limite, le mélange de cumulus, le transport, l'échange par phase entre l'air, les aérosols et les nuages, la chimie en phase gazeuse et aqueuse, les dépôts (humides et secs) et la volatilisation du mercure à partir de surfaces. Le calcul du transport atmosphérique et des processus physiques-chimiques nécessite des renseignements météorologiques. Cela est accompli en intégrant des modèles du mercure aux modèles météorologiques atmosphériques ou en utilisant des extrants provenant de modèles météorologiques ou des systèmes d'analyse d'observations en tant qu'intrants des modèles du mercure. Habituellement, les modèles mondiaux sont préparés en exécutant des simulations pendant quelques années avant d'examiner les extrants, afin d'établir des conditions d'état stable

entre les émissions, les concentrations et les dépôts atmosphériques de mercure. Les modèles du mercure actuels sont principalement limités en utilisant des mesures des concentrations du mercure élémentaire gazeux à la surface terrestre et les flux de dépôts humides en Amérique du Nord et en Europe, ainsi que des données provenant de navires de croisières (Lamborg *et al.*, 1999; Laurier *et al.*, 2003; Temme *et al.*, 2007; Laurier et Mason, 2007; Soerensen *et al.*, 2010; MDN, 2012). Un petit nombre de mesures des concentrations ambiantes de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire et des profils verticaux du mercure élémentaire gazeux sont également disponibles (AMNet, 2009; Jacob *et al.*, 2010).

Dans le cadre du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), des inventaires des émissions mondiales de mercure provenant de sources anthropiques, pendant les années 1990, 1995, 2000 et 2005, ont été créés (PSEA, 2011). Des inventaires des émissions régionales anthropiques plus détaillés concernant certaines régions, telles que l'Amérique du Nord et l'Europe, sont également disponibles et sont le fruit de divers efforts nationaux. La connaissance de la spéciation des émissions de mercure est très importante pour modéliser de façon précise le transport sur de longues distances et les processus de dépôts du mercure. La spéciation des émissions anthropiques dans les inventaires est effectuée d'après des études sur les mesures provenant de cheminées, tandis qu'on suppose que les émissions naturelles et les réémissions sont intégralement du mercure élémentaire gazeux.

Une partie du mercure déposé est réduite par des processus photochimiques et biochimiques et réémise dans l'atmosphère à partir du sol, de la végétation, de l'enneigement et de la surface de plans d'eau. La réémission est une source significative de mercure dans l'atmosphère par rapport aux émissions anthropiques. Il n'est pas possible, à l'heure actuelle, de distinguer les composantes naturelles et anthropiques des émissions terrestres et aquatiques de mercure. Les estimations disponibles des émissions naturelles et des réémissions varient de 2 000 à 5 000 Mg par an⁻¹ et sont de même grandeur ou supérieures aux émissions anthropiques (~2 000 Mg par an⁻¹; PSEA, 2011; Pirrone *et al.*,

2010). La plupart des modèles comprennent une paramétrisation du rejet d'émissions naturelles et de réémissions de mercure fondée sur des conditions géologiques et météorologiques de surface ainsi que sur des dépôts historiques du mercure.

Plusieurs modèles mondiaux ont été élaborés partout dans le monde afin de décrire la répartition mondiale, les voies de transport sur de longues distances, l'attribution des ressources de dépôts du mercure et les effets de futurs scénarios d'émissions. Il s'agit notamment du modèle hémisphérique eulérien danois (DEHM; Christensen et al., 2004), Global EMEP Multi-media Modeling System (GLEMOS; Travnikov et Ilyin, 2009), GEOS-Chem (Fisher et al., 2012) et du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques (GRAHM; Durnford et al., 2012). Les résultats de ces quatre modèles ont été utilisés pour servir de base aux politiques internationales concernant le mercure (HTAP, 2010; PSEA, 2011). Les principales différences de ces modèles à l'échelle mondiale sont liées à leurs méthodes d'estimation de la répartition géographique et de l'ampleur des émissions naturelles de mercure, des réémissions de dépôts historiques de mercure provenant d'océans, de sols, de la végétation et de l'enneigement et au traitement de la composition chimique du mercure atmosphérique.

Une connaissance insuffisante de la composition chimique du mercure est la principale source d'incertitudes dans les modèles du mercure atmosphérique (Subir et al., 2012). L'oxydation en phase gazeuse avec l'ozone (02), les radicaux hydroxyles (OH) et les halogènes (principalement le Br) ont tous été proposés comme des oxydants potentiels du Hg^o dans l'atmosphère (Dibble et al., 2012; Rutter et al., 2012; Goodsite et al., 2004; 2012). Cependant, les mécanismes de réaction et les coefficients de taux sont actuellement incertains (Subir et al., 2012). Tous les modèles mondiaux et régionaux (à l'exception du modèle GEOS-Chem) utilisent un mécanisme d'oxydation d'O₂/OH dans l'atmosphère mondiale en plus d'un mécanisme d'oxydation du brome dans les régions polaires où la voie d'oxydation du brome est connue pour être très importante au printemps. Le modèle GEOS-Chem utilise un mécanisme d'oxydation du brome dans tous les régimes de

l'atmosphère mondiale. Le temps de séjour d'un an du mercure dans l'atmosphère étant insuffisant pour un mélange du mercure à une échelle mondiale, les répercussions des incertitudes liées à la composition chimique modélisée du mercure devraient être moins importantes dans les régions éloignées par rapport aux régions plus proches de sources de mercure. Une étude de comparaison de plusieurs modèles a révélé que l'attribution des sources de mercure atmosphérique dans les régions éloignées était très uniforme entre les différents modèles (HTAP, 2010).

D'autres sources importantes d'incertitudes dans les modèles du mercure atmosphérique sont liées aux estimations d'émissions naturelles, aux lacunes en matière de connaissances concernant les flux de mercure aux surfaces terrestres et océaniques et aux estimations des vitesses des dépôts secs d'espèces de mercure.

Modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques (GRAHM)

Le modèle GRAHM d'Environnement Canada simule la dynamique de trois espèces de mercure (mercure élémentaire gazeux, mercure gazeux réactif et mercure particulaire) et toutes les variables météorologiques dans l'atmosphère dans le cadre du modèle global environnemental multi-échelle – système global de prévision déterministe d'Environnement Canada (GEM-GDPS; Dastoor et Laroque, 2004). Le modèle GEM-GDPS est le modèle de circulation générale de l'atmosphère qui est utilisé pour produire les prévisions météorologiques quotidiennes d'Environnement Canada. Les processus météorologiques et du mercure sont totalement intégrés au modèle GRAHM. Pendant chaque pas de temps d'une simulation, les émissions du mercure sont ajoutées aux bassins de mercure atmosphérique, les processus météorologiques sont simulés et les espèces de mercure sont transportées. transformées chimiquement et déposées (figure 9.2). Les principaux intrants du modèle GRAHM sont notamment des champs météorologiques observés tels que les vents et la température à des intervalles de 48 heures, les types d'utilisation des terres changeant de facon saisonnière, la couverture des glaces de mer et l'albédo, les émissions de mercure et les concentrations d'oxydants atmosphériques (annexe A).

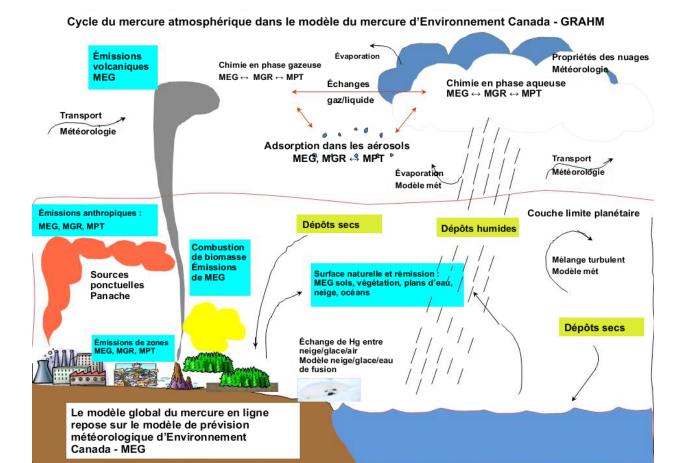


FIGURE 9.2 Cycle du mercure atmosphérique dans le modèle du mercure – modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques (GRAHM) d'Environnement Canada. Espèces de mercure : Mercure élémentaire gazeux (MEG), mercure gazeux réactif (MGR), mercure particulaire total (MPT).

Il a été démontré que le modèle GRAHM fonctionnait bien dans des études précédentes (Ryaboshapko *et al.*, 2007a, 2007b; Dastoor *et al.*, 2008; Durnford *et al.*, 2010, 2012).

La configuration du modèle GRAHM utilisée dans cette étude comprenait l'oxydation mondiale du Hgº par l'O₃ et l'OH en plus de l'oxydation des halogènes (principalement le brome) dans les couches limites marines et les régions polaires. En phase aqueuse, l'oxydation et la réduction du mercure sont représentées dans le modèle GRAHM. Les oxydants en phase aqueuse sont notamment l'O₃ et l'OH, ainsi que l'acide hypochloreux et l'ion hyperchlorite. La réduction par des processus photolytiques et le dioxyde de soufre dissous sont inclus. Les vitesses des dépôts secs sont calculées à l'aide de l'approche de résistance de toutes

les surfaces d'utilisation des terres (Zhang et al., 2001). La volatilisation du mercure provenant de manteaux neigeux dans le modèle GRAHM est décrite par un modèle de neige dynamique multicouche induit par l'environnement physique et chimique local (Durnford et al., 2012). Une constante de la loi d'Henry dépendant de la température est utilisée pour la répartition du mercure élémentaire gazeux et du mercure gazeux réactif entre les gouttelettes de nuage et l'air. La récupération du mercure élémentaire gazeux se produit seulement par des gouttelettes de nuage, tandis que le mercure gazeux réactif et le mercure particulaire sont récupérés par les gouttelettes de nuage et sous les gouttes de pluie des nuages. Le mercure particulaire est en outre récupéré par la neige, dans les nuages et sous les nuages.

Pour cette étude, le modèle a été initialisé par une période de préparation de cinq ans pour parvenir à des concentrations de mercure atmosphérique à un état stable. Les concentrations atmosphériques de mercure élémentaire gazeux, de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total ainsi que leurs flux de dépôts secs et humides pour l'année de référence (2006) ont été simulés par le modèle à une résolution horizontale de 15 km et des simulations du modèle sur plusieurs années ont été effectuées à une résolution horizontale latitude-longitude de 2°×2°. On a rapporté 58 niveaux verticaux jusqu'à un niveau de pression de 10 hPa.

9.2.2 Modèles terrestres du mercure

Le mercure est introduit dans des systèmes terrestres principalement par des dépôts atmosphériques qui comprennent des composantes naturelles et anthropiques. Les sources géologiques peuvent aussi être importantes dans des régions comprenant des dépôts naturels de mercure. Une accumulation a lieu dans les sols et la végétation, avec un retrait se produisant par 1) ruissellement et 2) une réduction au Hg⁰ avec une volatilisation subséquente dans l'atmosphère. Plusieurs modèles mécanistiques existent pour le mercure dans les systèmes terrestres (tableau 9.1), bien que la modélisation du mercure terrestre soit à un stade précoce de développement par rapport à la modélisation du mercure atmosphérique ou aquatique.

L'Évaluation des risques écologiques sous forme de feuille de calcul du devenir du mercure de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) (Knightes, 2008) est principalement un modèle du mercure aquatique (section 9.2.3), mais il inclut les algorithmes des charges de mercure des bassins versants fondés sur l'équation universelle révisée de perte de sol. L'évaluation des risques écologiques sous forme de feuille de calcul du devenir du mercure est un modèle à l'état stable (les conditions sont constantes avec le temps). L'exportation du mercure d'après quatre types d'utilisation des terres (terres imperméables, zones humides, zones sèches et terres riveraines) est représentée par un coefficient de ruissellement qui correspond à la fraction des dépôts atmosphériques de mercure dans un bassin versant

qui sont exportés dans les eaux de ruissellement. Le modèle de la charge du mercure du système de caractérisation de bassins versants de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (WCS-MLM; USEPA, 2001: Ambrose, Tsiros et Wool, 2005) est un modèle de bilan massique fondé sur le système d'information géographique (SIG) à l'état stable (Greenfield, Dai, et Manguerra, 2002). Également élaboré par l'Environmental Protection Agency des États-Unis, le modèle des effets de la charge de mercure dans l'eau souterraine des systèmes de gestion agricole (Hg-GLEAMS) a découlé du modèle de transport chimique et agrométéorologique des effets de la charge dans l'eau souterraine des systèmes de gestion agricole (Leonard, Knisel et Still, 1987). Le modèle Hg-GLEAMS prédit le ruissellement en surface. l'érosion des sédiments, l'évapotranspiration, la percolation de l'eau à travers le sol et l'advection du mercure par l'intermédiaire de zones du sol non saturées. Ce modèle est applicable à des échelles des champs et des petits bassins versants (Tsiros et Ambrose, 1999).

Le modèle du mercure basé sur une grille (GBMM; Golden et al., 2012; Dai et al., 2005) est un modèle mécanistique spatialement explicite qui simule les flux et les bilans massigues du mercure, de l'eau et des sédiments, y compris les concentrations de mercure du sol, le ruissellement et l'érosion dans les plans d'eau. Le modèle GBMM utilise une interface du système d'information géographique avec des couches d'entrée pour l'altimétrie numérique, les types de terres et de sols et l'hydrographie. Un autre modèle spatialement explicite et fondé sur les processus est la visualisation des écosystèmes pour le modèle d'évaluation de la gestion des terres concernant le mercure (VELMA-Hg). Le modèle VELMA-Hg provenait d'un modèle hydrologique (VELMA; Abdelnour et al., 2011) auguel on a ajouté un modèle comprenant le transport et la transformation du mercure (Golden et al., 2012). Le modèle TOPLOAD (Benedict et al., 2012) est un modèle empirique semi-réparti du mercure des bassins versants couplé à un modèle hydrologique (TOPMODEL; Beven et Kirkby, 1979) qui détermine les composantes des flux contribuant aux flux de mercure (Golden et al., 2012). Le modèle LOADEST (estimateur de charge; Runkel et al., 2004) est un modèle de charge fondé sur les régressions qui estime les flux de mercure dans les cours d'eau et les rivières, mais

qui ne simule pas les transformations du mercure (Golden *et al.*, 2012). Le cadre de gestion du risque de l'analyse des bassins versants (WARMF; Chen *et al.*, 2008) est un modèle hydrologique sur les bassins versants et des polluants qui a été modifié afin de simuler le transport et le devenir du mercure dans les bassins versants, notamment les composantes terrestres, aquatiques et du réseau trophique.

Modèle intégré de bassins versants pour le mercure (INCA-Hg)

Le modèle INCA-Hg est un modèle du mercure à l'échelle du bassin versant fondé sur les processus qui a été récemment publié (Futter et al., 2012). Le modèle INCA-Hg est fondé sur le cadre de modélisation biogéochimique du modèle INCA (Wade et al., 2002) qui est conçu pour simuler les processus biogéochimiques terrestres et aquatiques ainsi que le transport hydrologique. Le modèle INCA a été utilisé pour modéliser l'azote, le phosphore, les métaux et le carbone organique dissous dans une grande variété de bassins versants et d'eaux de surface (Wade et al., 2002; Wade, Whitehead et Butterfield, 2002; Futter et al., 2007; Whitehead, Butterfield et Wade, 2009). Le modèle INCA-Hg simule trois espèces de mercure :

Hg⁰, Hg²⁺ et MeHg. Les milieux du modèle sont notamment la couche de surface de l'atmosphère, la végétation, la neige, la litière et le sol, l'eau de surface et les sédiments (figure 9.3). L'environnement terrestre est simulé sous forme de trois boîtes empilées verticalement qui représentent la litière, les sols organiques et les sols minéraux (figure 9.4). Le modèle des trois boîtes a été adopté pour demeurer compatible avec les autres modèles dans le cadre du modèle INCA. Chaque boîte contient des formes du mercure dissoutes et solides associées.

Les processus liés au mercure comprennent les dépôts atmosphériques, les processus d'enneigement, la volatilisation, la méthylation, la déméthylation, la réduction et le transport dans les eaux de surface. Le modèle INCA-Hg fonctionne quotidiennement, selon des intervalles de temps. Le modèle INCA-Hg comprend a) des liens vers un modèle hydrologique externe qui produit des séries temporelles de chutes de pluie efficaces du point de vue hydrologique et un déficit d'humidité du sol, b) un modèle hydrochimique terrestre de la transformation et du transport du mercure dans les sols et l'eau souterraine de bassins versants et c) une composante dans les cours d'eau simulant les transformations du mercure en milieu aquatique et son transport vers les lacs. Les extrants

Modèle de bassins versants de niveau 1 (INCA-Hg)

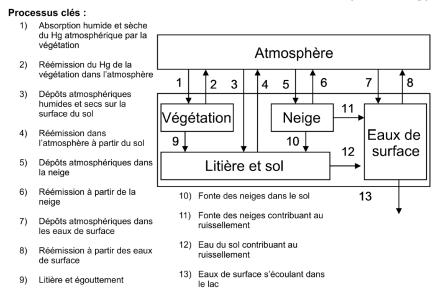


FIGURE 9.3 Résumé des flux de mercure modélisés entre les composantes dans le modèle intégré de bassins versants pour le mercure (reproduits d'après Futter *et al.*, 2012).

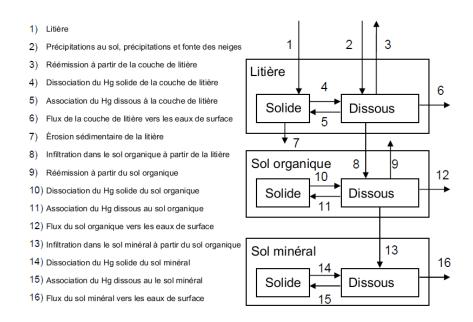


FIGURE 9.4 Résumé des bassins et des flux modélisés dans la composante terrestre des sols et de la litière du modèle intégré de bassins versants pour le mercure

sont notamment le débit d'un cours d'eau et les concentrations totales de mercure et de méthylmercure dans un débit, ainsi que les flux totaux et surfaciques du mercure et du méthylmercure du sous-bassin au lac. Les principaux intrants du modèle INCA-Hg sont notamment les types de couverture terrestre de bassins versants, les dépôts atmosphériques du mercure et les séries chronologiques de la température de l'air, des précipitations et des variables hydrologique (chutes de pluie efficaces du point de vue hydrologique et déficit d'humidité du sol). Les séries chronologiques des chutes de pluie efficaces du point de vue hydrologique et du déficit d'humidité du sol sont produites par le modèle de ruissellement pluvial « Nordic Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning (HBV) » (Sælthun, 1996). Le modèle INCA-Hg simule l'hydrologie provenant des séries chronologiques des chutes de pluie efficaces du point de vue hydrologique et du déficit d'humidité du sol à l'aide du modèle générique des trois boîtes d'INCA-C (Futter et al., 2007). Le modèle INCA-Hg est étalonné selon les séries chronologiques observées des concentrations de mercure dans les cours d'eau et du débit des cours d'eau des bassins versants simulés. Le modèle INCA-Hg étant un nouveau modèle, il n'a pas été largement validé avant son utilisation pendant cette étude et les résultats de cette dernière sont interprétés en conséquence.

Modèles terrestres statistiques du mercure

Des modèles statistiques ont été élaborés pour prédire l'exportation du mercure provenant de bassins versants. Jutras et al. (2011b) ont prédit l'exportation des concentrations totales de mercure et de méthylmercure provenant de bassins versants d'après les formules empiriques de l'exportation de carbone organique dissous de Jutras et al. (2011a) couplées aux formules liant les concentrations totales de mercure dans les cours d'eau aux concentrations de carbone organique dissous de Meng et al. (2005). Les concentrations de carbone organique dissous dans les cours d'eau ont été estimées à l'aide de contributions pondérées par région des zones sèches et des zones humides, prédites à l'aide de l'humidité et de la température du sol. Cette approche a été appliquée à deux bassins versants dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, à Moosepit Brook et dans la rivière Mersey dans le parc national du Canada Kejimkujik. L'humidité, la température et le débit ont été prédits à l'aide du modèle d'hydrologie forestière (ForHyM; Ball et al., 2006). Les simulations ont estimé des flux élevés de mercure mobilisé par le carbone organique dissous pendant des périodes de haut débit et dans les bassins versants dont les pourcentages de superficie de zone humide sont élevés (Jutras et al., 2011a).

9.2.3 Modèles du mercure aquatiques et de bioaccumulation

Avec l'arrivée de mesures plus précises des concentrations de mercure dans l'eau à la fin des années 1980, des réserves de mercure et des modèles mécanistiques améliorés des cycles du mercure aquatique et de bioaccumulation ont commencé à émerger au début des années 1990 (p. ex. Hudson et al., 1994). Plusieurs modèles de ce type existent maintenant, notamment le modèle dynamique des cycles du mercure (D-MCM; Electric Power Research Institute, 2009), les sources de mercure en milieux multiples de l'écosystème selon les ratios environnementaux (HERMES; Ethier et al., 2008, 2010a, b, 2012), le programme de simulation d'analyse de la qualité de l'eau de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (WASP; Knightes et al., 2009), le modèle de la toxicité du mercure dans le lac Ontario (LOTOX2-Hg, Atkinson et al., 2007), le modèle d'interaction quantitative eau/air/sédiments de fugacité et d'aquivalence (FA-QWASI; Diamond, 1999), BIOTRANSPEC (Gandhi et al., 2007), le simulateur des systèmes aquatiques et de bioaccumulation (BASS; Barber, 2006)) et l'évaluation des risques écologiques sous forme de feuille de calcul du devenir du mercure (SERAFM; Knightes, 2008). Il existe des modèles de bilans massiques fondés sur les processus qui simulent le mercure à divers degrés de complexité. Certains sont dépendants du temps (p. ex. WASP, D-MCM, BASS), tandis que d'autres ont un état stable (p. ex. SERAFM, HERMES). Plusieurs modèles comprennent les mêmes processus du cycle du mercure en milieu aquatique, mais les représentent différemment lorsqu'il s'agit de tenter de refléter les facteurs majeurs. Les modèles actuels du mercure en milieu aquatique sont applicables en fonction de chaque site, étant donné que les données recueillies sur le terrain exigent un étalonnage propre au site. Cependant, ils ne sont pas encore fortement prédictifs dans une grande variété de conditions avec un étalonnage universel. Les modèles aquatiques utilisés pour le cadre de modélisation intégré de l'évaluation scientifique canadienne du mercure sont D-MCM et HERMES. D'autres renseignements sont fournis cidessous concernant ces deux modèles.

Modèle HERMES (sources de mercure en milieux multiples de l'écosystème selon les ratios environnementaux)

HERMES est un modèle de fugacité de bilan massique (Ethier et al., 2008, 2010a) (figure 9.5) qui étudie la dynamique de trois formes de mercure : Hg⁰, MeHg et Hg²⁺ inorganique. La fugacité est un terme décrivant la tendance d'un produit chimique à s'échapper d'un milieu naturel pour en atteindre un autre (p. ex., de l'eau à l'air, des sédiments à l'eau). Les modèles de bilan massique qui sont habituellement fondés sur des concentrations et des coefficients de partage peuvent être reformulés en termes de fugacité. L'avantage de la fugacité est que les différents milieux soutiennent une tendance au même niveau de fugacité, bien que la concentration ne soit pas nécessairement la même. Par exemple, les formes de mercure dans l'air et l'eau se stabiliseront à différentes concentrations (décrites par la constante de la loi d'Henry), mais la tendance d'échappement (fugacité) sera la même. Il peut donc s'avérer plus facile d'interpréter les résultats de la modélisation formulés avec la fugacité plutôt qu'avec la concentration. Plusieurs études sur la modélisation du mercure fondée sur la fugacité ont été menées à différentes échelles spatiales : continentale (Mackay et Toose, 2004), régionale (Macleod et al., 2005) et lacustre (Diamond 1999; Ethier et al., 2008, 2010a, b, 2012).

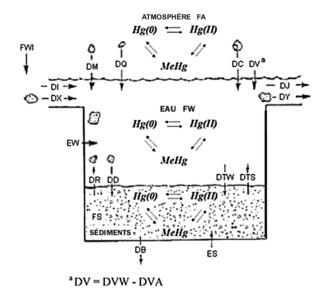


FIGURE 9.5 Diagramme conceptuel du modèle des sources de mercure en milieux multiples de l'écosystème selon les ratios environnementaux

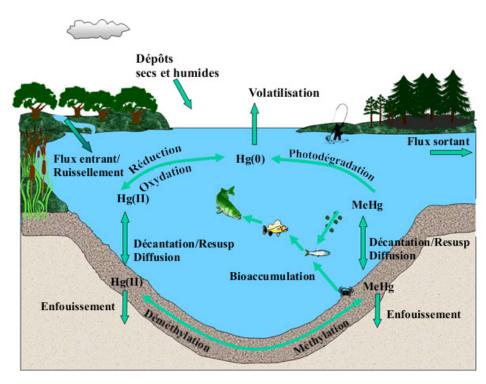


FIGURE 9.6 Cycles du mercure dans la version 3.0 du modèle dynamique des cycles du mercure

Le mercure élémentaire est la principale espèce modélisée dans les calculs du modèle HERMES. Le modèle HERMES étant un modèle à l'état stable, il suppose que les rapports des concentrations entre les espèces de mercure sont constants dans un lac donné en ce qui concerne le temps. Il est bien adapté pour mener des évaluations préliminaires des risques et pour évaluer le risque global, en particulier concernant les lacs dont les ensembles de données sont limités. HERMES peut aussi aider à mettre en évidence des domaines d'incertitude qui sont susceptibles d'avoir une incidence importante sur les processus ou les paramètres d'intérêt. Le modèle HERMES a auparavant été appliqué au parc Big Dam (ouest), à Kejimkujik (Nouvelle-Écosse) (Ethier et al., 2008), aux lacs Harp et Dickie en Ontario et au lac Ontario (Ethier et al., 2010b, 2012).

Modèle dynamique des cycles du mercure (D-MCM)

Le modèle D-MCM (Electric Power Research Institute, 2009) est un modèle de cycles du mercure aquatique et de bioaccumulation fondé sur les processus. À l'aide d'une approche par bilan massique, le modèle

D-MCM prédit les concentrations dépendantes du temps de trois formes de mercure dans l'eau et les sédiments (phases dissoute et particulaire) et comprend un réseau trophique simplifié (figure 9.6).

Les milieux du modèle D-MCM comprennent la colonne d'eau, les sédiments et un réseau trophique. Les concentrations de mercure atmosphérique et les taux de dépôts (humides et secs) sont saisis sous forme de conditions limites pour calculer les flux dans l'interface air-eau. De même, les charges de bassins versants ou en amont du Hg2+ inorganique et du MeHg sont saisies directement sous forme de données de séries chronologiques, non modélisées. Les principaux processus impliqués dans le cycle du mercure en milieu aquatique sont intégrés à la version 3 (utilisée dans la présente étude) du modèle D-MCM, comme le montre la figure 9.6. Le réseau trophique de la version 3 du modèle D-MCM comporte six niveaux trophiques (phytoplancton, zooplancton, benthos et trois niveaux trophiques de poisson). Des espèces de poissons spécifiques peuvent être sélectionnées. Les concentrations de mercure dans le poisson ont tendance à augmenter avec l'âge et sont donc suivies dans chaque groupe d'âge. La spéciation chimique

du poisson joue aussi un rôle important dans les taux de réaction du mercure et l'accessibilité à différentes parties du réseau trophique. Le modèle D-MCM comprend un module de spéciation thermodynamique qui étudie les effets de la composition chimique de l'eau sur la spéciation du mercure et la possibilité de réactions et d'absorption.

Différentes versions du modèle D-MCM ont été utilisées dans des projets de recherche au Wisconsin (Harris, Pollman et Hutchinson, 2003), dans les régions marécageuses de la Floride (Atkeson *et al.*, 2003; Harris *et al.*, 2003) et dans la région des lacs expérimentaux (METAALICUS; Harris *et al.*, en cours de préparation). Une version à l'état stable du modèle D-MCM a été appliquée aux lacs en Nouvelle-Écosse (Harris *et al.*, 2002). Une version multicellulaire du modèle D-MCM a été appliquée au golfe du Mexique, appuyée par le Florida Department of Environmental Protection (Harris *et al.*, 2012a).

Modèles statistiques du mercure de bioaccumulation et en milieu aquatique

De nombreux modèles statistiques ont été élaborés afin de prédire les concentrations de mercure dans le poisson dans les systèmes aquatiques. Les facteurs analysés sont notamment les dépôts de mercure, les caractéristiques des bassins versants (p. ex. superficie d'un bassin versant et type d'utilisation des terres), les paramètres de l'eau d'un lac (p. ex. pH et carbone organique dissous), les concentrations de mercure dans les sédiments d'un lac et les facteurs trophiques tels que les taux de croissance et le niveau trophique. Bien qu'aucune variable n'ait été déclarée pour expliquer une grande partie de la variabilité des concentrations de mercure dans le poisson dans un large éventail d'environnements, le pH est généralement un facteur explicatif important (p. ex. Grieb et al., 1990; McMurtry et al., 1989; Suns et Hitchin, 1990; Wiener et al., 1990). À un pH élevé, les concentrations de mercure dans le poisson observées dans les lacs ont tendance à être faibles (Grieb *et al.*, 1990; Wiener *et al.*, 1990). À un pH faible, le mercure dans le poisson peut être élevé ou faible (p. ex. Grieb et al., 1990). Dans l'ensemble, ces observations semblent indiquer un effet inhibiteur de pH élevé sur le mercure dans le poisson. Les concentrations de carbone organique dissous ont tendance à présenter

une corrélation positive avec les concentrations totales de mercure et de méthylmercure dans l'eau, mais pas nécessairement avec le poisson (Watras et al., 1998; Grieb et al., 1990). Cela pourrait être dû aux influences concurrentielles du carbone organique dissous sur la production et la bioaccumulation du méthylmercure. dont une partie aurait tendance à faire augmenter les concentrations de mercure dans le poisson, tandis qu'une autre aurait tendance à les faire baisser. Les taux de croissance des poissons avaient une forte corrélation négative avec les concentrations de mercure dans le poisson, selon une étude sur le doré jaune menée dans 12 lacs au Québec (r = 0.9244, p < 0,001) (Simoneau et al., 2005). Pour obtenir des renseignements supplémentaires sur les modèles statistiques prédisant les concentrations de mercure dans le poisson, se reporter également à Beaulne et al. (2012); Burns et al. (2012); Shanley et al. (2012); Sackett et al. (2009); Gabriel et al. (2009); Sampaio da Silva et al. (2009); Simonin et al. (2008); Wiener et al. (2006); Hammerschmidt et Fitzgerald (2006); Simoneau et al. (2005); Scudder et al. (2005); Brumbaugh et al. (2001) et Wren et MacCrimmon (1983).

9.2.4 Modélisation du mercure à l'échelle des écosystèmes

Un nombre limité d'études ont simulé le mercure à l'échelle des écosystèmes pour prédire les concentrations de mercure dans le poisson et la réaction aux changements dans les émissions atmosphériques et dépôts de mercure. Håkanson (1996) a formé un modèle de bilan massique simplifié qui comprenait le bassin versant et les eaux réceptrices et qui considérait l'atmosphère comme une limite. Plutôt que de simuler les processus du mercure de manière explicite, des demi-vies de temps de réponse ont été attribuées aux milieux terrestres, aquatiques et biotiques. L'étude a conclu que la réaction du mercure dans le poisson aux changements des dépôts atmosphériques pourrait prendre des siècles, la cinétique de réaction dans le bassin versant étant lente. Meili et al. (2003) ont aussi élaboré un modèle simplifié à l'échelle des écosystèmes afin d'estimer le niveau critique de la pollution atmosphérique au mercure au-dessous duquel de futures charges du mercure dans les sols des bassins versants et dans les poissons des lacs demeureraient acceptables. Il a été

conclu que les concentrations actuelles de mercure dans les sols et lacs humiques suédois n'étaient pas à l'équilibre avec les concentrations actuelles de mercure dans les précipitations et qu'elles pourraient davantage augmenter.

L'Environmental Protection Agency des États-Unis (Knightes et al., 2009) a associé deux modèles de bassins versants (WCS-MLM ou SERAFM), deux modèles aquatiques (WASP ou SERAFM) et un modèle de bioaccumulation (BASS) pour prédire la réaction des concentrations de mercure dans le poisson aux changements dans les dépôts atmosphériques du mercure. Cing écosystèmes d'eau douce aux États-Unis, représentant diverses superficies de bassins versants, divers types d'utilisation des terres et des taux de dépôts atmosphériques du mercure, ont été simulés. Les simulations ont été effectuées jusqu'à ce qu'un état stable soit atteint, stade auquel les dépôts de mercure étaient divisés par deux. Conformément aux études effectuées par Håkanson (1996) et Meili et al. (2003), ainsi qu'aux résultats sur le terrain tirés de l'expérimentation METAALICUS (Harris et al., 2007), les modèles de l'Environmental Protection Agency des États-Unis prévoyaient de longues périodes avant une réaction complète des concentrations de mercure dans le poisson aux changements de dépôts de mercure, se mesurant en décennies ou en siècles (Knightes et al., 2009). Tous les systèmes simulés ont aussi présenté deux phases de la réaction, à savoir une phase plus rapide au départ (20 à 60 % de la réaction définitive d'ici plusieurs années ou des décennies), suivie de décennies ou de siècles pour atteindre des concentrations à l'état stable.

9.3 MODÈLES EXAMINANT LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET LE MERCURE

Les changements climatiques et d'autres influences anthropiques peuvent modifier le cycle du mercure dans l'air, le sol, l'eau et les réseaux trophiques, comme le décrit le chapitre 8. Ces interactions ne sont pas encore bien connues ou quantifiées. Goodsite *et al.* (2013) ont comparé les tendances des dépôts de

mercure simulées par des modèles atmosphériques, qui examinaient les changements des émissions anthropiques, à celles reconstituées à partir d'archives naturelles, telles que les sédiments marins et des lacs et ils ont constaté une divergence entre les deux estimations. Ils ont suggéré que les changements liés au climat des taux de transfert du mercure à partir de l'air vers les bassins versants et les eaux et, par la suite, dans les sédiments, étaient une des causes possibles de la divergence remarquée.

Une analyse de modélisation mécanistique préliminaire a été effectuée par Harris et al. (2012b. 2013) afin d'examiner quelles interactions entre le climat et le mercure dans les systèmes aquatiques pouvaient être les plus importantes et pour justifier une attention supplémentaire. L'étude comprenait des simulations du modèle D-MCM de deux lacs dans la région des Grands Lacs : lac 658 (Ontario) et Little Rock Lake (Wisconsin). Les prévisions étaient fondées sur des estimations de la fin du XXIe siècle ou sur des concentrations atmosphériques de CO_o deux fois plus élevées. Ces deux approches ont été jugées comparables, car les concentrations atmosphériques de CO₂ devraient doubler d'ici la fin du siècle dans des scénarios d'émissions modérées (GIEC, 2007). Huit facteurs ont fait l'objet d'une étude, notamment la température, le débit, les précipitations, le carbone organique dissous. la croissance des poissons. la profondeur de la thermocline, la durée de la stratification estivale et la durée de la période libre de glace. Les estimations des ouvrages scientifiques au sujet des changements possibles de ces facteurs au cours du XXIe siècle dans la région des Grands Lacs ont été utilisées. Ces facteurs ont été examinés de manière isolée, la compréhension des effets de chaque facteur ayant été jugée limitée de manière inadéquate, afin de prédire l'effet cumulatif de tous les facteurs combinés. Les simulations ont révélé que les changements de certaines variables évaluées auraient tendance à faire augmenter les concentrations de mercure dans le poisson, tandis que d'autres auraient l'effet inverse. Des températures de l'eau plus chaudes (+4,6 °C) produisaient des concentrations de mercure dans le poisson plus élevées de plus de 50 % dans les simulations (figure 9.7). La température exercait une influence positive sur la méthylation et obligeait le grand brochet et le doré jaune à consommer plus de nourriture (et de méthylmercure)

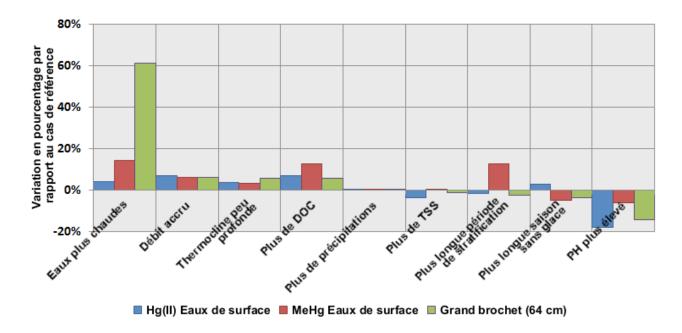


FIGURE 9.7 Réaction du mercure dans l'eau et le poisson dans le Little Rock Lake aux changements prévus au XXI° siècle et liés au climat pour la région des Grands Lacs. Les facteurs ont été évalués de façon indépendante. Dans l'ensemble, le scénario comprenait des températures plus chaudes et un débit accru. Les changements en pourcentage sont relatifs à un scénario de référence dans lequel les conditions de 2001 à 2008 étaient maintenues tout au long du siècle. D'après Harris *et al.* (2013).

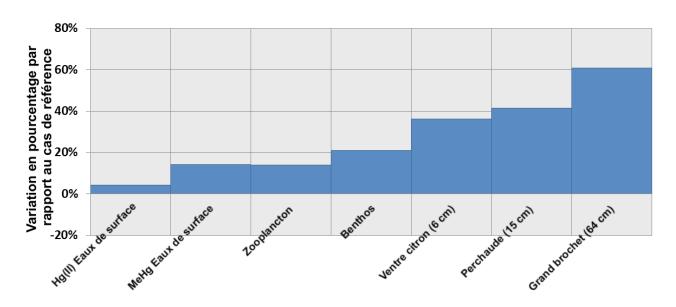


FIGURE 9.8 Effets prévus d'une eau plus chaude sur le mercure dans l'eau et le biote dans le lac 658 par le modèle dynamique des cycles du mercure. D'après Harris et al. (2013)

afin de répondre à leurs besoins en énergie et d'atteindre une longueur standard. Cet effet de la température bioénergétique dans le poisson était multiplié pour le poisson gibier, car il survenait dans leur proie ainsi que dans le poisson gibier directement (figure 9.8). Contrairement aux effets modélisés de la température, des taux de croissance du poisson plus rapides (+25 % par longueur) ont produit de concentrations de mercure qui étaient environ 30 à 35 % plus faibles chez le doré jaune et le grand brochet de longueur standard dans les simulations. L'ampleur de ces changements prévus est comparable aux avantages qui pourraient se dégager de certains scénarios de contrôle des émissions de mercure,

ce qui révèle la nécessité d'évaluer de façon plus approfondie les effets des changements climatiques afin d'interpréter correctement les avantages des contrôles des émissions du mercure à l'avenir.

Quelques modèles statistiques ont examiné les interactions entre le climat et le mercure. Lucotte *et al.* (2012) ont étudié les concentrations de mercure dans le doré jaune (Stizostedion vitreum) et le grand brochet (Esox lucius) de 1976 à 2010 à partir de 90 lacs naturels dans la forêt boréale du Moyen-Nord québécois. La superficie moyenne des lacs était de 59 km², (0,34 à 951 km²) et la zone terrestre se drainant directement dans les lacs sans transiter par

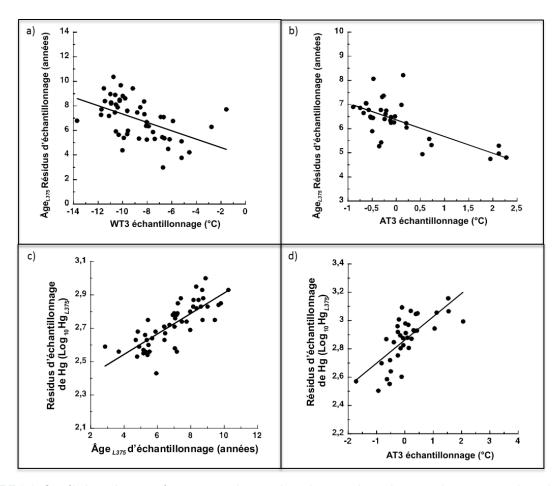


FIGURE 9.9 Corrélations des températures avec le taux de croissance des poissons et les concentrations de mercure provenant des lacs du Québec (Lucotte *et al.*, 2012). a) Âge du doré jaune à une longueur de 375 mm par rapport aux températures hivernales moyennes sur trois saisons hivernales consécutives avant l'échantillonnage du poisson; b) âge du grand brochet à une longueur de 675 mm par rapport aux températures moyennes annuelles sur trois ans avant l'échantillonnage du poisson; c) concentration du mercure dans le doré jaune à une longueur de 375 mm par rapport à l'âge à cette longueur; d) concentration de mercure du grand brochet à une longueur de 675 mm par rapport aux températures annuelles moyennes sur trois ans avant l'échantillonnage du poisson.

un autre lac était de 474 km². Les facteurs examinés étaient notamment le contexte géomorphologique (p. ex. les régions des lacs et des bassins versants, l'ordre des lacs, la pente), la couverture végétale, les activités d'exploitation forestière et d'exploitation minière dans le bassin versant, la température, les précipitations et la pollution acide. Les statistiques ont été compilées pour différents intervalles : conditions moyennes annuelles, conditions estivales moyennes et conditions hivernales movennes pendant un an ou trois ans avant l'échantillonnage des poissons. Le taux de croissance des poissons a également été pris en considération lorsque les données étaient disponibles. Le tableau 7.1 du chapitre 7 présente les variables les plus importantes qui expliquent les concentrations de mercure dans le doré jaune (375 mm) et le grand brochet (675 mm). Les taux de croissance du doré jaune et du grand brochet étaient plus rapides dans des conditions plus chaudes (figure 9.9a et 9.9b). Les concentrations de mercure du doré iaune avaient une forte corrélation inverse avec le taux de croissance des poissons (figure 9.9c), c.-à-d. qu'elles étaient plus faibles dans des conditions plus chaudes. En revanche, les concentrations de mercure dans le grand brochet étaient légèrement plus élevées à une température annuelle moyenne plus chaude (figure 9.9d), ce qui pourrait indiquer des taux de méthylation du mercure plus élevés dans des eaux plus chaudes dans des zones côtières peu profondes où cette espèce de poisson vit. Lucotte et al. (2012) ont laissé entendre que le réchauffement planétaire pourrait entraîner une diminution des concentrations de mercure chez les poissons pélagiques tels que le doré jaune, mais une

augmentation des concentrations de mercure chez les poissons du littoral, tels que le grand brochet.

9.4 ÉCOSYSTÈMES MODÉLISÉS

Six écosystèmes des lacs au Canada (désignés comme les lacs du Programme de réglementation de la qualité de l'air dans le présent chapitre) ont été sélectionnés aux fins d'une analyse détaillée des modèles (figure 9.1). Les sites ont été sélectionnés pour représenter une variété de types de bassins versants à l'échelle nationale, une préférence ayant été accordée aux sites ayant davantage de données disponibles pour la modélisation du mercure. Les écosystèmes des rivières et des cours d'eau n'ont pas été inclus en raison des données disponibles relativement limitées.

Les six écosystèmes comprennent une large variété de caractéristiques physiques et chimiques (tableau 9.2; annexe B) et varient en fonction de leur proximité aux émissions de mercure. Les lacs Phantom et Wabamun sont proches de sources passées et historiques d'émissions de mercure anthropiques, tandis que le lac 240 est le plus éloigné des six écosystèmes. Les superficies des lacs varient de moins de 1 km² (lacs Harp, Dickie et lac 240) jusqu'à 81,8 km² (lac Wabamun). Le lac Wabamun a le plus grand bassin versant (259 km²), mais le plus petit rapport entre la superficie du bassin versant et celle du lac (~ 3:1), la quantité la plus faible de précipitations (434 mm par an⁻¹) et le temps de séjour hydraulique le plus long (plus de 50 années). Le lac Big Dam (ouest) présente

TABLEAU 9.12 Répartition des concentrations de méthylmercure (MeHg) dans les lacs prévues par le modèle des sources de mercure en milieux multiples de l'écosystème selon les ratios environnementaux (HERMES)

Par province ou territoire												
Statistique	CB.	Alb.	Sask.	Man.	Ont.	Qc	NÉ.	NB.	TNL.	Yn	T.N0	Nu
Moyenne	0,07	0,08	0,13	0,13	0,07	0,24	0,18	0,35	0,07	0,02	0,01	0,06
Écart type	0,03	0,07	0,07	0,01	0,05	0,23	0,15	0,30	-	_	0,00	_
Par type												
Statistique	ВГ	00	NO	2	HP		DE		240	PH		WB
Moyenne	0,	04	0,0)2	0,06	6	0,06		0,05	0,11	(0,13
Écart type	0,	02	0,0)2	0,03	3	0,03		0,01	0,05	(0,11

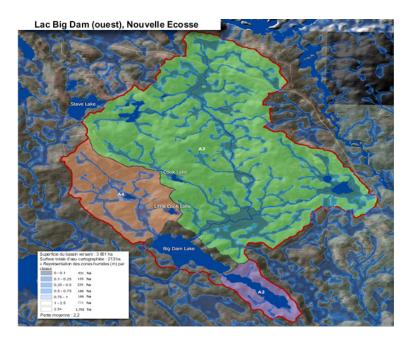


FIGURE 9.10 Bassin versant du lac Big Dam (ouest) (Nouvelle-Écosse). Image non publiée de Paul Arp, Université du Nouveau-Brunswick.

le rapport le plus élevé entre la superficie du bassin versant et celle du lac (~ 30:1), les précipitations les plus importantes (1 428 mm par an-1) et le temps de séjour hydraulique le plus court (28 jours). Le pH (5,1 à 8,5) et la concentration de sulfate (< 2 à 79 mg L-1) des lacs sont très variés, le lac Wabamun présentant les valeurs les plus élevées pour les deux paramètres. Les concentrations de carbone organique dissous étaient faibles à modérées entre les lacs (environ 4 à 11 mg L-1).

Les concentrations atmosphériques de mercure et les taux de dépôts reflétaient les valeurs de fond régionales de quatre lacs. Deux des lacs ont été touchés par des sources ponctuelles locales de mercure : lac Phantom jusqu'en 2010 et lac Wabamun où des émissions locales de mercure surviennent encore. Les concentrations de mercure total et de méthylmercure dans les eaux de surface des lacs de l'étude étaient comprises dans la fourchette typique observée dans les lacs canadiens. Les concentrations de mercure dans les sédiments ont fait apparaître des signes évidents de contamination dans le lac Phantom (pics > 20 000 ng g-1). Des renseignements supplémentaires concernant chacun des écosystèmes modélisés sont fournis ci-dessous.

9.4.1 Lac Big Dam (ouest) (Nouvelle-Écosse)

Le lac Big Dam (ouest) (figure 9.10, tableau 9.2) est situé dans le parc national du Canada Kejimkujik (44.41° N, 65.30° O), dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse. Bien que le parc n'ait pas d'apports industriels directs de mercure (Drysdale *et al.*, 2005), il est situé dans la direction du vent des principales zones industrielles de l'est de l'Amérique du Nord (Temme *et al.*, 2007). Big Dam (ouest) est l'un des nombreux lacs du parc national du Canada Kejimkujik qui a auparavant fait l'objet d'une étude concernant le mercure (O'Driscoll *et al.*, 2005b). Les concentrations de mercure dans le sang des Plongeons du parc (6 à 7 µg g-¹) sont parmi les plus élevées de l'Amérique du Nord (Burgess, Evers et Kaplan, 1998).

Big Dam (ouest) a une superficie de 1,05 km², une profondeur moyenne de 2,5 m et une profondeur maximale de 9,5 m (O'Driscoll *et al.*, 2003). Avec une superficie du bassin versant de 31,2 km², le lac a trois principaux débits entrants, un principal débit sortant (Clair *et al.*, 2005) et un temps de séjour hydraulique moyen de 28 jours (Kerekes et Schwinghamer, 1973; O'Driscoll *et al.*, 2003; O'Driscoll *et al.*, 2005a). Les cours d'eau représentent la source la plus importante

de mercure dans le lac (O'Driscoll *et al.*, 2005). Les zones humides occupent 6 % du bassin versant (O'Driscoll *et al.*, 2005a). Le lac a une productivité primaire faible et est acide, avec un pH de 5,1 (Hickey *et al.*, 2005; Ethier *et al.*, 2008; Wyn *et al.*, 2009) qui est le plus faible des lacs modélisés dans la présente étude.

9.4.2 Lacs Dickie et Harp (Ontario)

Les lacs Dickie et Harp sont de petits (< 1 km²) lacs tributaires (Ethier *et al.*, 2010b) dans la région de Muskoka-Haliburton du Bouclier canadien, dans le centre-sud de l'Ontario, séparés par une distance

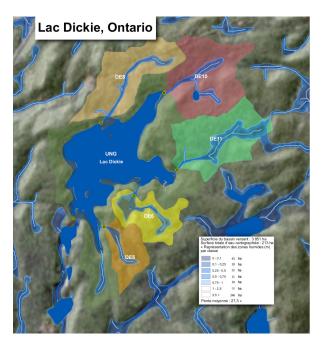


FIGURE 9.11 Bassin versant du lac Dickie, Ontario. Paul Arp, Image non publiée de Paul Arp, Université du Nouveau-Brunswick.

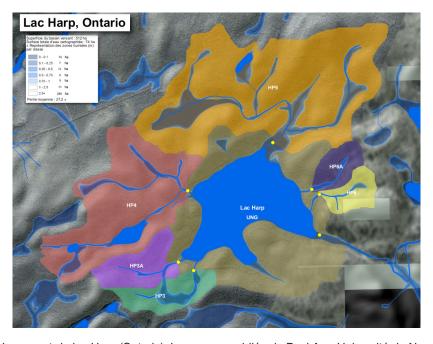


FIGURE 9.12 Bassin versant du lac Harp (Ontario). Image non publiée de Paul Arp, Université du Nouveau-Brunswick.

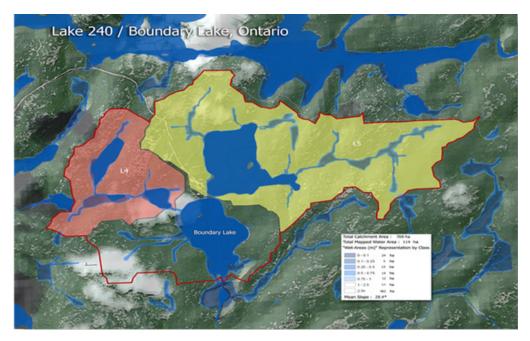


FIGURE 9.13 Bassin versant du lac 240 dans la région des lacs expérimentaux (Ontario). Image non publiée de Paul Arp, Université du Nouveau-Brunswick.

de 26 km (figures 9.11 et 9.12). Une couche de till, habituellement moins d'un mètre de profondeur, recouvre le substrat rocheux granitique (Mills et al., 2009). Les sols sont podzolique ou organiques (Richardson, 2011). Des chalets et quelques résidents permanents entourent les lacs. La navigation et la pêche, principalement celle de l'achigan à petite bouche, sont pratiquées. Les deux lacs ont des bassins versants d'une superficie d'environ 5 km² (Hutchinson et al., 1994; tableau 9.2), dont 22 % représentent des zones humides pour le lac Dickie et 7 % pour le lac Harp. Les profondeurs maximales sont 37 m pour le lac Harp et 12 m pour le lac Dickie (Eimers et al., 2006; Ethier et al., 2010b) et les deux lacs sont stratifiés de façon saisonnière. L'eau du lac Harp ne subit pas d'anoxie dans les eaux profondes, tandis que l'hypolimnion du lac Dickie est anoxique à la fin de l'été (Ethier et al., 2010b). Le temps de séjour hydraulique moyen du lac Harp est 3,4 ans par rapport à 1,9 ans pour le lac Dickie (Mills et al., 2009). Le lac Harp est oligotrophe avec un pH plus ou moins neutre (6,6). Le lac Dickie est dystrophe et légèrement acide avec un pH égal à 6,0. Les deux lacs ont des concentrations modérées de carbone organique dissous de l'ordre de 4 à 6 mg L-1.

9.4.3 Lac 240, région des lacs expérimentaux (Ontario)

Le lac 240 fait partie de la série de lacs utilisés pour les recherches sur l'eau douce dans la région des lacs expérimentaux (RLE) dans le nord-ouest de l'Ontario (figure 9.13) (Johnson et Vallentyne, 1971; Sellers et al., 2001), à 250 km à l'est de Winnipeg. Cette région est peu habitée et relativement peu touchée par les activités anthropiques locales (RLE, 2012). La source ponctuelle la plus proche des émissions de mercure se trouve à 100 km au sud-est (INRP, 2012). La région des lacs expérimentaux est décrite comme une forêt boréale, la végétation étant composée principalement de pins gris, d'épinettes noires, de peupliers fauxtrembles et de bouleaux à papier (St. Louis et al., 1994; Creed et al., 2008). Le substrat rocheux granitique de la région est couvert par une couche discontinue mince de till (Creed et al., 2008).

Le lac 240 a une superficie de 0,44 km² et un bassin versant local de 7,2 km². Les débits entrants proviennent de deux lacs en amont (239 et 470) par l'intermédiaire de cours d'eau courts (Sellers et al., 2001). Le lac 239 est un lac oligotrophe de

TABLEAU 9.2 Caractéristiques sélectionnées de bassins versants modélisés

Paramètre	Unités	Fourchette pour tous les lacs	Ouest du lac Big Dam (NÉ.)	Lac Harp (Ont.)	Lac Dickie (Ont.)	Lac 240 (0nt.)	Lac Phantom (Sask.)	Lac Wabamun (Alb.)
Sources ponctuelles locales de mercure?	_	S.O.	Non	Non	Non	Non	Oui, jusqu'en 2010	Oui
Superficie du lac	km²	0,44 à 81,8	1,05	0,71	0,94	0,44	4,78	81,8
Superficie du bassin versant	km²	5 à 259	31,2	5,4	5,0	7,2	21,0	259
Rapport entre la superficie du bassin versant et la superficie du lac	_	3,2 à 29,7	29,7	7,6	5,3	16,4	4,4	3,2
Pourcentage des zones humides dans le bassin versant	%	1 à 22	6	7	22	1	9	21
Profondeur moyenne	m	2,5 à 13,3	2,5	13,3	5,0	6,1	5,5	6,3
Temps de séjour hydraulique	jours	28 à plus de 18 250	28	1 241	694	548	7 665	Plus de 18 250
Stratification thermale de l'eau des lacs	_	S.O.	Saisonnière	Saisonnière	Saisonnière	Saisonnière	-	faible, transitoire
pH	_	5,1 à 8,5	5,1	6,6	6,0	7,1	7,9	8,5
Carbone organique dissous (COD)	mg L ⁻¹	4 à 11	5,6	4,4	5,9	7,7	8,3	11,0
Dépôts humides annuels moyens de mercure total (année indiquée entre crochets)	µg m ⁻² par an ⁻¹	2,1 à 24,3	7,3 (2006)	5,1 (2006)	5,1 (2006)	3,6 (2006)	24,3 (2010)	2,1 (2006)
Concentration moyenne de mercure total, épilimnion	ng L ⁻¹ non filtrées	0,27 à 3,7	3,7	1,60	2,17	1,27	1,50	0,27
Concentration moyenne de méthylmercure, épilimnion	ng L ⁻¹ non filtrées	0,071 à 0,14	0,10	0,09	0,14	0,071	0,08	0,09
Concentration de mercure, poisson (longueur normalisée)	ng g ⁻¹ ph	-	Perchaude 230 (12 cm)	Perchaude 68 (5,6 cm) Achigan à petite bouche 555 (30 cm)	Perchaude 72 (7,7 cm) Achigan à petite bouche 613 (32 cm)	Perchaude 68 (JA) 111 (plus d'un an d'âge)	Poisson fourrage 97 Grand brochet 228 (61 cm)	Grand brochet 380 (56 cm)

De plus amples détails, références et des paramètres supplémentaires sont disponibles à l'annexe B.

0.56 km² avec un temps de séjour hydraulique de 7,4 ans. Le lac 470 est un petit (0,04 km²) lac chargé de sédiments avec une concentration de carbone organique dissous (environ 12 mg L⁻¹) presque deux fois plus élevée que celle du lac 240, un temps de séjour plus court (26 jours) et de grandes zones de terres humides en amont. Le lac 240 a une petite zone de terres humides dans son bassin versant direct (environ 1 %). La profondeur maximale du lac est de 13,1 m et le temps de séjour hydraulique est d'un an et demi (Sellers et al., 2001). Le pH est plus ou moins neutre (environ 7,1) et la concentration de carbone organique dissous est modérée (7.7 mg L⁻¹) (Orihel *et al.*, 2006). Des recherches concernant le mercure, dans le lac 240 considéré comme un site de référence, ont été menées antérieurement pour le projet METAALICUS et pour les études en mésocosmes sur le mercure effectuées par Orihel et al. 2006, 2007).

9.4.4 Lac Phantom (Saskatchewan)

Le lac Phantom (Saskatchewan) (54.72° N, 101.87° 0) est un plan d'eau de 4,78 km² près de Flin Flon (Manitoba), à 650 km au nord-nord-ouest de Winnipeg (figure 9.14). La région se trouve sur la marge du bouclier précambrien complexe sur le plan géologique (Outridge et al., 2011). La région de Flin Flon est située sur la zone de Flin Flon qui est composée de roches volcaniques et sédimentaires et qui contient d'importants gisements minéraux, principalement du zinc, du cuivre, de l'argent et de l'or (McMartin, Henderson et Nielsen, 1999; Outridge et al., 2011; HBMS 2012). La ville de Flin Flon a été établie pour desservir les mines et les fonderies appartenant à l'installation d'exploitation minière et de fonte de Hudson Bay (HBMC) Co., Limited (HBMS; Outridge et al., 2011). Une fonderie de cuivre-zinc fonctionnait de 1931 à 2010. Avant 1974, les cheminées des fonderies mesuraient 30 m de haut. Elles ont été remplacées en 1974 par une cheminée de 251 m (McMartin, Henderson et Nielsen, 1999). L'estimation des émissions de mercure issues de la fonderie était de 30 Mg par an⁻¹ d'après le mercure particulaire seul, à la fin des années 1980 (Outridge et al., 2011). Durant la fin des années 1980 et le début des années 1990, les émissions de la fonderie ont été

réduites considérablement par l'introduction d'une technologie améliorée. De plus, en 2000, le propane a remplacé le charbon en tant que source d'énergie de la fonderie (Outridge et al., 2011). Cependant, en 2000, la fonderie est demeurée le seul émetteur canadien de mercure le plus important produisant 12 % des émissions anthropiques canadiennes de mercure et la moitié des émissions de mercure du secteur de fusion des métaux communs du pays (CCME, 2000; Nilsen, 2003). De 2000 à 2007, les émissions de mercure par la fonderie HBMS étaient en moyenne de 1 180 kg par an-1 (INRP, 2012). Les concentrations de mercure dans les sols et les sédiments des lacs augmentent à mesure que l'on se rapproche de Flin Flon (McMartin, Henderson et Nielsen, 1999: Outridge et al., 2011) et diminuent jusqu'à des valeurs de fond dans la couche de surface des sols forestiers et de la litière forestière à une distance de 85 km de la fonderie (McMartin, Henderson et Nielsen, 1999). Dans un rayon de 10 km de la fonderie, la concentration de mercure dans l'humus varie de 700 à 100 000 ng g-1, tandis que la concentration de mercure dans la litière forestière était supérieure à 2 500 ng g-1 (1991 à 1995). Les concentrations de fond de mercure dans ces milieux variaient de 100 à 200 ng g-1 (1991 à 1995). McMartin et al., (1999) ont estimé que dans un rayon de 10 km de la fonderie, plus de 95 % du mercure dans l'humus avaient été émis par la fonderie. Le lac Phantom est situé dans un rayon de 10 km de la fonderie HBMS.

Le bassin versant du lac Phantom a une superficie de 21 km², 9 % étant occupés par les terres humides (Paul Arp, Université du Nouveau-Brunswick; données non publiées). Le rapport entre la superficie du bassin versant et la celle du lac est de 4,4:1. Le rendement moven du ruissellement du bassin versant du lac Phantom est estimé à 121 mm par an⁻¹, d'après la modélisation hydrologique déterminée par les données d'entrée de la North American Regional Reanalysis (réanalyse régionale nord-américaine) de 1979 à 2004 (Choi et al., 2009). Les profondeurs moyennes et maximales du lac sont 5,5 et 19 m, respectivement. Le temps de séjour hydraulique estimé est de 21 ans. L'eau est alcaline (pH = 7,9), avec des concentrations de carbone organique dissous et de sulfate de 8,3 et de 11,9 mg L-1, respectivement de 2009 à 2010.

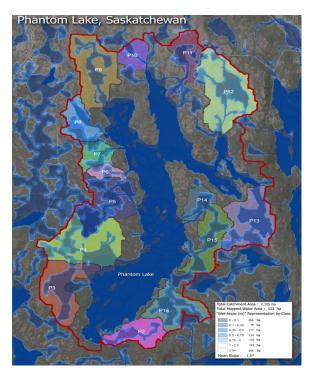


FIGURE 9.14 Bassin versant du lac Phantom (Saskatchewan). Image non publiée de Paul Arp, Université du Nouveau-Brunswick.

La concentration moyenne de Hg⁰ atmosphérique dans le site de surveillance à Flin Flon était de 3,75 ng m⁻³ entre 2008 et 2011 et l'estimation des dépôts humides de mercure était de 24,3 mg m-2 par an⁻¹, ce qui reflète les répercussions importantes de la fonderie à proximité. Le lac Phantom est situé à environ 12 km du site de surveillance près de Flin Flon.

9.4.5 Lac Wabamun (Alberta)

Le lac Wabamum est un plan d'eau de 81,8 km² situé à 60 km à l'ouest d'Edmonton (Mitchell et Prepas, 1990) à 53.51° N, 114.63° O (figure 9.15). Les principaux types d'utilisation des terres du bassin versant sont l'agriculture (32 %), la forêt (29 %) et les terres humides (20,9 %) (Emmerton, 2011). La végétation comprend des peupliers fauxtrembles, des peupliers baumiers, des saules et des épinettes blanches (Mitchell et Prepas, 1990). Le bassin versant héberge 1 600 résidents permanents et 2 800 résidents saisonniers (Emmerton, 2011). L'extension se prolonge le long du secteur riverain du lac. Le grand brochet, le doré jaune, le grand corégone et la perchaude occupent le lac (Mitchell et

Prepas, 1990) et la pêche est pratiquée durant l'été et l'hiver.

Le lac Wabamum est entouré par un bassin versant de 259 km² (Mitchell et Prepas, 1990) et le rapport entre la superficie du bassin versant et celle du lac est de 3.2:1. L'eau s'écoule dans le lac principalement par le ruissellement en surface. Les sept cours d'eau les plus importants parmi environ 35 cours d'eau qui se jettent dans le lac Wabamun transportent 70 % du ruissellement total (Mitchell et Prepas, 1990). En outre, la station de traitement de l'eau de Wabamun achemine l'eau traitée (jusqu'à 20 % de l'apport annuel du lac), depuis la rivière Saskatchewan Nord et jusqu'au lac, afin de compenser l'interception de surface et de l'eau souterraine par des activités d'exploitation minière locales (Emmerton, 2011). Les gisements de charbon sont activement exploités dans le bassin versant. Les mines souterraines ont été ouvertes en 1920 et les mines à ciel ouvert sont apparues en 1948 (Mitchell et Prepas, 1990). La région autour du lac Wabamun enregistre la concentration la plus élevée des centrales au charbon du Canada. Les deux centrales hydroélectriques

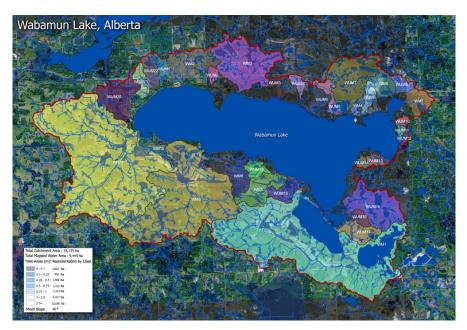


FIGURE 9.15 Bassin versant du lac Wabamun (Alberta). Image non publiée de Paul Arp, Université du Nouveau-Brunswick.

alimentées au charbon, Wabamun et Sundance, ont été construites sur le lac en 1956 et en 1970, respectivement. Les émissions combinées de mercure provenant de ces deux installations représentaient en moyenne 390 kg par an⁻¹ de 2000 à 2007 (INRP, 2012). L'installation de Wabamun a fermé en 2010 (TransAlta, 2009). Deux centrales hydroélectriques alimentées au charbon supplémentaires, Keephills (mise en service en 1983) et Genesee (mise en service en 1989), sont situées dans un rayon d'environ 20 km du lac. Les émissions combinées de mercure dans l'atmosphère provenant de ces quatre installations représentaient en moyenne 616 kg par an⁻¹ de 2000 à 2007 (INRP, 2012).

Les profondeurs moyennes et maximales du lac sont 6,3 et 11 m (Mitchell et Prepas, 1990). Le lac est généralement bien oxygéné en raison d'une faible stratification thermale (Mitchell et Prepas, 1990). Le temps de séjour hydraulique est supérieur à 50 ans (d'après les débits sortants du ministère de l'Environnement de l'Alberta [2002] et le volume de Mitchell et Prepas, 1990). Le lac Wabamun est mésotrophe à eutrophe avec un pH d'environ 8,5 et des concentrations de carbone organique dissous, de chlorure, de sulfate et de matière particulaire de 11,0, 10,2, 79,3, et de 5,0 mg L⁻¹, respectivement (Mitchell et Prepas, 1990; Emmerton, 2011).

Le taux de sédimentation du mercure dans le lac Wabamun a augmenté sept fois au cours des dernières 150 années (Donahue, Allen et Schindler, 2006). Avant et après 1956, les taux annuels moyens d'augmentation dans ce flux étaient de 1,6 % et de 3,9 %, respectivement.

9.5 DÉMARCHE AXÉE SUR LA MODÉLISATION

9.5.1 Sélection de modèles du mercure

Pour l'étude actuelle, Environnement Canada a mis au point un cadre de modélisation du mercure des écosystèmes afin de simuler le déplacement du mercure, des émissions vers l'atmosphère, les dépôts dans les bassins versants, la libération dans les lacs, le cycle interne des lacs et l'accumulation par le biote aquatique. Ce cadre inclut un modèle atmosphérique du mercure (GRAHM), un modèle terrestre du cycle du mercure (INCA-Hg), un modèle terrestre simple de la « boîte » et deux modèles aquatiques du mercure (D-MCM et HERMES). Les estimations du modèle GRAHM des dépôts humides et secs de mercure ont

été utilisées comme des intrants par les modèles INCA-Hg, D-MCM et HERMES. Les estimations de l'exportation du mercure terrestre issues du modèle INCA-Hg ou du modèle terrestre simple ont été utilisées comme intrants par le modèle D-MCM.

Les principaux champs des intrants, d'évaluation et des extrants concernant les modèles GRAHM, INCA-Hg, D-MCM et HERMES sont présentés à l'annexe A. Bien que les modèles terrestres et aquatiques utilisés dans la présente étude soient fondés sur les processus et idéalement seraient applicables à tous les bassins versants, sans ajuster les constantes des taux (c.-à-d. l'étalonnage du modèle) d'un site à l'autre, cela n'est pas encore possible. Une connaissance insuffisante de certains processus du cycle du mercure rendent actuellement impossible l'application de ces modèles dans un mode totalement prédictif. Il a été nécessaire d'étalonner de nouveau certains des paramètres des modèles terrestres et aquatiques dans les sites utilisant des mesures prises sur le site. Une fois étalonné aux conditions existantes pour un écosystème donné, à l'aide des données disponibles, le cadre du modèle des écosystèmes a ensuite été appliqué pour simuler la réponse de tous les milieux après les changements apportés aux émissions de mercure. Ces étalonnages propres à un site ont été interprétés pour pouvoir fournir un aperçu quantitatif des effets des émissions et dépôts changeants de mercure sur les bassins versants du Programme de réglementation de la qualité de l'air.

9.5.2 Démarche générale axée sur la modélisation

Des simulations ont été effectuées pour représenter les conditions existantes du mercure dans les six écosystèmes de l'étude et pour prédire les effets de futures réductions des émissions du mercure dans l'atmosphère concernant cinq des écosystèmes, à l'exception du lac Phantom (pour les raisons invoquées à la section 9.6.3). Ces sites ayant subi une charge accrue du mercure attribuable à des sources ponctuelles locales, les approches adoptées pour simuler les écosystèmes avaient certaines caractéristiques communes, mais comprenaient également quelques différences :

Conditions existantes

- Les simulations des conditions existantes ont été effectuées à l'aide des modèles GRAHM, INCA-Hg et D-MCM dans tous les sites.
- Quatre lacs éloignés : Les lacs Big Dam (ouest), Harp. Dickie et le lac 240 sont les quatre sites éloignés dépourvus de sources ponctuelles locales de mercure. Les conditions existantes ont été simulées de 1990 à 2006. Cette période a été choisie en raison des données disponibles sur les émissions anthropiques mondiales de mercure pour les simulations atmosphériques (examen supplémentaire à la section 9.6.1). Les déversements de mercure des cours d'eau dans les lacs ont été estimés à l'aide des extrants des simulations du modèle INCA-Hg des conditions existantes (section 9.6.2). Les simulations du modèle D-MCM ont répété six fois les taux de dépôts de 1990 à 2006 (17 ans) provenant du modèle GRAHM afin de laisser suffisamment de temps aux résultats du modèle des lacs pour refléter parfaitement les taux de charge, en supposant des taux de dépôts relativement stables au cours des dernières décennies.
- Lacs Wabamun et Phantom : Les charges de mercure ont changé considérablement au cours des dernières décennies dans les lacs Wabamun et Phantom en raison des sources ponctuelles à proximité. L'hypothèse de charges de mercure relativement stables au cours des dernières décennies n'aurait pas été valable pour ces écosystèmes. Des simulations ont donc été effectuées de 1840 à 2006 dans le lac Wabamun, à l'aide d'une reconstitution historique des dépôts de mercure par le modèle GRAHM. On a supposé que l'exportation terrestre de mercure ne suivait pas les changements des dépôts de mercure, nécessitant 200 ans pour réagir complètement (comme cela est décrit à la section 9.7.4). L'exportation terrestre a été étalonnée pour correspondre aux estimations des concentrations et flux des cours d'eau du modèle INCA-Hg pour la période allant de 1990 à 2006. La même approche utilisée pour le lac Wabamun a, au départ, été appliquée au lac Phantom, mais elle sous-estimait beaucoup les

concentrations des sédiments observées dans le lac Phantom au cours des dernières décennies. Les raisons de cette divergence n'étaient pas claires et cette approche a été abandonnée. Les simulations du lac Phantom ont été effectuées à l'aide des données observées sur la concentration datant de 1990 environ et utilisées comme conditions initiales. Les simulations du lac Phantom se sont poursuivies jusqu'en 2010, au moment où les activités ont cessé à la société d'exploitation minière et de fonte de la Hudson Bay à Flin Flon située à proximité. Cette fonderie était une source locale importante des émissions anthropiques de mercure pour l'écosystème du lac Phantom.

 Le modèle à l'état stable HERMES a aussi été appliqué aux 244 lacs au Canada afin d'examiner les facteurs régissant les concentrations existantes de méthylmercure dans l'eau.

Futurs scénarios

Les systèmes terrestres réagissant très lentement aux changements des dépôts atmosphériques, il était raisonnable, pour la modélisation des sites éloignés, de supposer que les déversements terrestres dans les lacs de l'étude ne changeraient pas systématiquement de façon importante pour les simulations des conditions existantes, de 1990 à 2006. Pour des simulations plus longues durant plus d'un siècle à l'avenir, il n'a pas été possible de supposer que les charges terrestres de mercure seraient stables pour des périodes aussi longues. Par conséquent, aucune hypothèse a priori n'a été faite en ce qui concerne les conditions à l'état stable, lorsque la future réaction des écosystèmes aux changements des émissions de mercure était modélisée.

La concentration et les dépôts atmosphériques de mercure ont été examinés pour onze scénarios qui impliquaient différents contrôles des émissions dans plusieurs régions du globe et ils ont été décrits à la section 9.7.1. Un scénario, la réduction maximale techniquement faisable (« RMTF »), a trait aux réductions mondiales des émissions de mercure fondées sur les meilleures technologies de contrôle disponibles et il a été sélectionné pour des simulations visant à prédire la réaction des concentrations de

mercure dans le poisson aux contrôles des émissions de mercure. Les scénarios de réduction maximale techniquement faisable ont été simulés pour tous les écosystèmes (à l'exception du lac Phantom) à l'aide des modèles GRAHM, D-MCM et d'un modèle de la boîte terrestre simple dans lequel un temps de réponse de 200 ans a été imposé entre les changements des dépôts atmosphériques de mercure et la réaction totale des déversements de mercure des cours d'eau dans les lacs. Ces scénarios couvraient la période 1840-2156 pour tenir compte des changements des émissions et des dépôts de mercure qui sont survenus au cours de la période industrielle et pour laisser suffisamment de temps aux écosystèmes pour réagir après les contrôles des émissions.

Un scénario futur de référence a aussi été simulé, sans contrôle des émissions. Cela a donné la possibilité d'examiner les avantages des contrôles des émissions selon deux perspectives. Tout d'abord, il a été possible d'estimer les avantages des contrôles des émissions par rapport aux concentrations qui résulteraient si aucune mesure n'était prise. Deuxièmement, on a pu déterminer si les contrôles des émissions feraient baisser les concentrations de mercure dans le poisson en termes absolus par rapport aux concentrations actuelles. Le reste de la présente section fournit davantage de renseignements sur les simulations de conditions existantes et de scénarios futurs.

Le modèle GRAHM a été utilisé pour simuler les concentrations et les flux de dépôts de mercure de 1840 à 1989, à l'aide des émissions historiques de mercure établies à partir de cette période. Les estimations des émissions mondiales anthropiques de mercure n'étaient pas disponibles avant 1990. Par conséquent, les émissions mondiales réparties spatialement ont été établies à partir de la période 1840-1989, à l'aide d'une approche similaire à celle utilisée par Selin *et al.* (2008). Les dépôts mondiaux actuels de mercure, dont on a déduit qu'ils avaient augmenté par un facteur d'environ trois, étaient supérieurs aux dépôts préindustriels, d'après les données sur le mercure dans les sédiments (Mason et Sheu, 2002; Fitzgerald et al., 1998; Muir et al., 2009). Nous nous sommes servis de cette contrainte pour supposer que les émissions préindustrielles mondiales de mercure représentaient environ un tiers

des émissions mondiales actuelles de mercure et qu'elles étaient composées uniquement des sources naturelles (émissions géogéniques et réémissions provenant des sols et des océans). On a présumé que les émissions anthropiques étaient de zéro, tandis que l'on supposait que les émissions géogéniques de 1840 étaient au même niveau que les émissions actuelles. Les réémissions provenant des sols et des océans ont été réduites, en passant des valeurs actuelles aux valeurs préindustrielles, de sorte que les émissions aéogéniques et les réémissions représentaient un tiers des émissions actuelles. Les émissions anthropiques actuelles de mercure ont été réduites à zéro en 1840. Les meilleures estimations disponibles des émissions (Outridge et al., 2011) ont été utilisées pour améliorer les émissions anthropiques de mercure de 1840 à 1989 pour les deux sites de l'étude qui recevaient une contamination historique importante provenant d'installations locales (lacs Wabamun et Phantom; se reporter à la section 9.5). De 1990 à 2006, une simulation a été effectuée à l'aide des émissions anthropiques et des émissions naturelles ainsi que des réémissions du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), comme cela est décrit à la section 9.6.1. Les flux de dépôts de mercure. simulés par le modèle GRAHM, ont été utilisés pour simuler les concentrations de mercure dans les systèmes terrestres et aquatiques, de 1840 à 2156, à l'aide du modèle INCA-Hg, d'un modèle de sol simple et du modèle D-MCM, afin d'évaluer les avantages des réductions des émissions sur les concentrations de mercure dans le poisson, dans les lacs de l'étude.

9.6 SIMULATIONS DE CONDITIONS EXISTANTES

9.6.1 Application du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques (GRAHM) aux conditions existantes

L'année de référence pour la surveillance du mercure du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique était 2006. Par conséquent, l'année 2006 a aussi été utilisée comme l'année de référence pour l'étude sur la modélisation du mercure des écosystèmes relativement à tous les écosystèmes, à l'exception du lac Phantom (l'année 2010 a été utilisée pour le lac Phantom; se reporter à la section 9.5). Les émissions mondiales anthropiques provenant du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique pour 1990, 1995 et 2000 ont été utilisées pour établir les émissions anthropiques mondiales de mercure de 1990 à 2005 concernant les simulations des conditions existantes (PSEA, 2011). Étant donné que les émissions anthropiques étaient disponibles tous les cinq ans, de 1990 à 2005, une interpolation linéaire a été utilisée pour estimer les émissions anthropiques mondiales au cours des années d'intervention.

Les émissions anthropiques mondiales n'ayant pas été disponibles pour l'année de référence (2006), les émissions de l'année visée ont été établies en faisant fusionner les émissions anthropiques mondiales du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique pour 2005 avec les émissions anthropiques canadiennes pour 2006 découlant des émissions anthropiques de l'Inventaire national des rejets de polluants (2010) et celles des États-Unis pour 2006 provenant de l'Environmental Protection Agency des États-Unis. Les détails des émissions de mercure peuvent être consultés au chapitre 2. Les émissions anthropiques mondiales annuelles pour 2006 dans le modèle étaient d'environ 1 924 Mg, y compris les émissions anthropiques canadiennes annuelles qui représentaient environ 7 Mg. Les émissions mondiales provenant de sources naturelles et de réémissions de mercure déposé précédemment (provenant de terres et d'océans) étaient fondées sur les bilans mondiaux du mercure réalisés par Mason (2009). Les émissions naturelles terrestres étaient réparties spatialement, selon l'enrichissement naturel du mercure. Les réémissions terrestres étaient réparties spatialement, selon les dépôts historiques du mercure et le type d'utilisation des terres. Les variations saisonnières et diurnes des émissions terrestres étaient fondées sur l'indice foliaire et sur le rayonnement solaire incident direct, d'après Shetty et al. (2008). Les émissions océaniques dépendaient de la répartition des dépôts. de la production primaire et de la température. Les émissions naturelles et les réémissions provenant de terres et d'océans changeaient avec les conditions météorologiques à la surface et représentaient environ 4 000 Mg par an-1.

Les concentrations simulées, selon une moyenne annuelle, du mercure gazeux total atmosphérique (MGT = MEG + MGR) et des flux de dépôts de mercure dans les six écosystèmes pendant l'année de référence (2006 et 2010 pour le lac Phantom) sont fournies à la section 9.7.2. La répartition géographique des concentrations et des dépôts atmosphériques ainsi que de la détermination des sources de mercure à l'échelle nationale sont présentées dans le chapitre 4 où la capacité du modèle GRAHM à reproduire les dépôts humides mensuels observés de mercure et les concentrations de mercure gazeux total atmosphérique en 2006 et les tendances pluriannuelles est présentée.

Les cycles saisonniers d'air à la surface observés et prévus des concentrations de mercure gazeux total (mercure élémentaire gazeux à Alert et Kuujjuarapik) en 2006 sont présentés aux figures 9.16 et 9.17, à des endroits situés au Canada, y compris les sites de l'étude sur les écosystèmes du Programme de réglementation de la qualité de l'air. Le site d'observation dans le parc national du Canada Kejimkujik représente le lac Big Dam (ouest). Les lacs Harp et Dickie sont proches du site d'Egbert en Ontario. Le lac 240 est situé à proximité de la région des lacs expérimentaux en Ontario et Genesee se trouve près du lac Wabamun. Des mesures très limitées sont disponibles près du lac Phantom (figure 9.17d). Le cycle intra-annuel des concentrations mensuelles moyennes de mercure élémentaire gazeux ou de mercure gazeux total atmosphériques à la surface n'était pas marqué à Alert. La valeur minimale printanière était conforme aux épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique à une latitude élevée (Steffen et al., 2005). L'augmentation simulée de mai à juin du mercure élémentaire gazeux était provoquée par la volatilisation provenant de surfaces de neige et de glace. Les concentrations élevées de mercure élémentaire gazeux en juillet-août étaient maintenues par une libération provenant de l'océan Arctique (Dastoor et Durnford, 2013). Le moment de la volatilisation printanière provenant de manteaux neigeux et de la libération estivale à partir des plans d'eau variait avec la latitude (Durnford et al., 2012; Dastoor et Durnford, 2013). À Alert et Kuujjuarapik (figure 9.16), les concentrations moyennes

mensuelles simulées de mercure élémentaire gazeux concordaient bien, généralement, avec les observations. Cependant, les concentrations de mercure élémentaire gazeux étaient nettement sousestimées au printemps. Cette sous-estimation révélait une volatilisation insuffisante du mercure provenant des manteaux neigeux ou du ruissellement ou un début tardif de libération océanique dans le modèle. Il convient de noter que les émissions mondiales anthropiques pour 2006 n'étaient pas disponibles, ce qui pourrait avoir eu une certaine incidence sur les résultats.

La prévision, selon le modèle GRAHM, d'un maximum printanier et d'un minimum automnal (généralement septembre) pour le mercure gazeux total atmosphérique à la surface en 2006 concordait bien avec les observations à des endroits particuliers. dans l'est des régions canadiennes de latitude moyenne (figure 9.16d à g et figure 9.17a et b). Les observations précédentes au Canada ont aussi révélé des valeurs minimales et maximales au même moment (Blanchard et al., 2002; Kellerhals et al., 2003; Temme et al., 2007). L'analyse du modèle a montré que le transport vers le nord de mercure émis par des processus anthropiques aux États-Unis, qu'une augmentation provoquée par la lumière de la volatilisation printanière provenant de l'enneigement et que la couche limite plus mince de saison étaient responsables des concentrations maximales, en hiver ou au début du printemps, de mercure gazeux total dans l'air à la surface au Canada. La sousestimation des concentrations de mercure gazeux total en mars-avril à Pointe Petre, dans la région des lacs expérimentaux et à Egbert pourrait être liée à la volatilisation du mercure provenant de l'eau de fonte absorbée par les sols qui n'est pas actuellement représentée dans le modèle GRAHM.

Les concentrations minimales automnales dans l'air à la surface de mercure gazeux total qui sont habituellement observées sont produites par un mélange de mercure dans la couche limite plus profonde en été ou en automne et des taux de dépôts secs plus élevés dans le modèle. La concentration minimale plus tardive en septembre de mercure gazeux total atmosphérique survient, car les précipitations ne récupèrent par le mercure

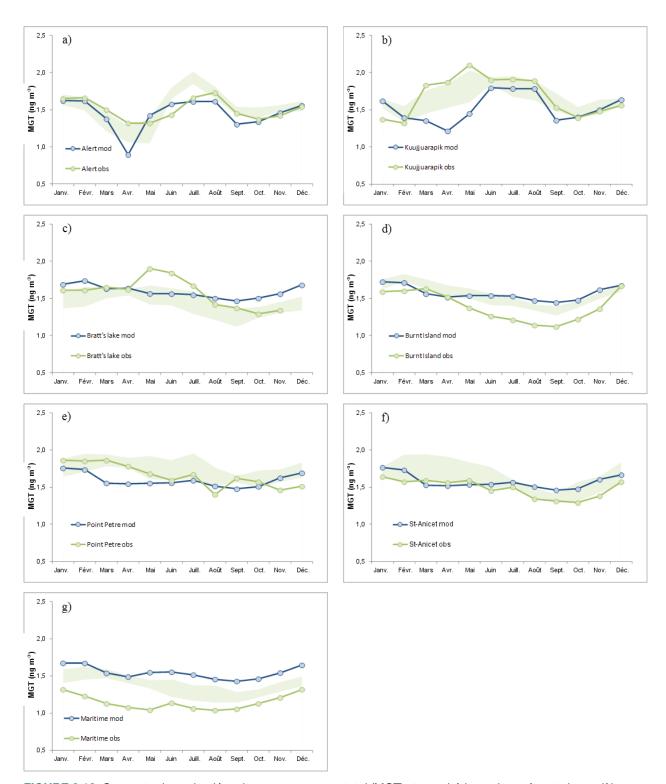


FIGURE 9.16 Concentrations simulées du mercure gazeux total (MGT) atmosphérique observées et du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques en 2006 : a) Alert (Nunavut), b) Kuujjuarapik (Québec), c) Bratt's Lake (Saskatchewan), d) île Burnt (Ontario), e) Point Petre (Ontario), f) Saint-Anicet (Québec) et g) St. Andrews (Nouveau-Brunswick) et Southampton (Île-du-Prince-Édouard) représentant ensemble la région des Maritimes. À chaque endroit, les 25° et 75° centiles des concentrations observées de mercure gazeux total ont été calculés pour chaque mois, pendant toutes les années de données disponibles (chapitre 4). Les nuances sont délimitées par les valeurs de ces centiles.

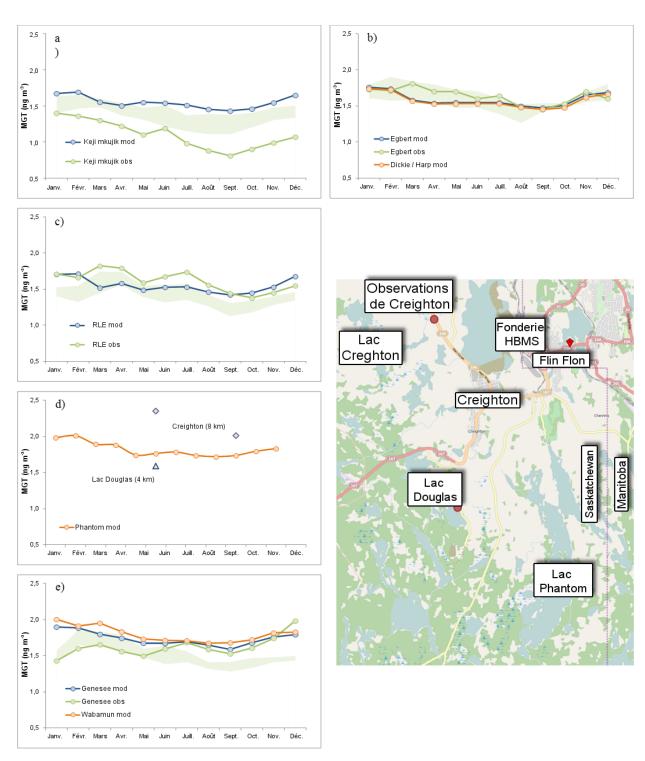


FIGURE 9.17 Concentrations simulées du mercure gazeux total (MGT) atmosphérique observées et du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques en 2006 : a) Kejimkujik (Nouvelle-Écosse), près de Big Dam (ouest), b) Egbert (Ontario), près des lacs Harp et Dickie, c) région des lacs expérimentaux (Ontario), près du lac 240, d) Creighton (Saskatchewan) et Douglas (Saskatchewan) près du lac Phantom et e) Genesee (Alberta), près du lac Wabamun. À chaque endroit, les 25° et 75° centiles des concentrations observées de mercure gazeux total ont été calculés pour chaque mois, pendant toutes les années de données disponibles (chapitre 4). Les nuances sont délimitées par les valeurs de ces centiles. Les observations dans le lac Douglas datent des 2 et 3 juin 2010 et celles de Creighton remontent aux 7 et 8 juin 2010 et aux 2 et 3 octobre 2010.

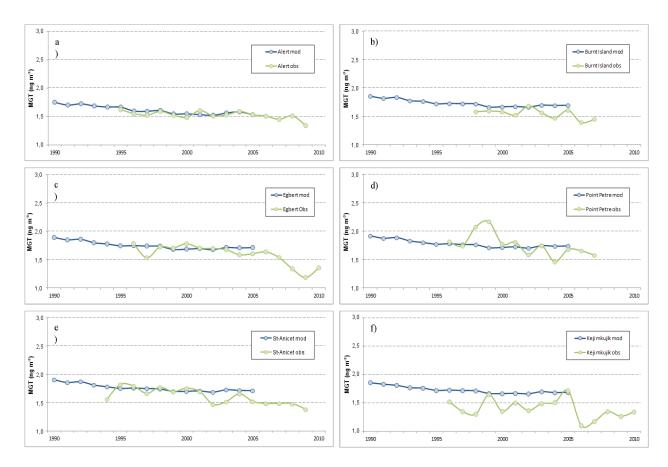


FIGURE 9.18 La concentration de mercure gazeux total (MGT) atmosphérique, telle qu'elle est observée et simulée par le modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques, et selon une moyenne annuelle, est présentée : a) à Alert (Nunavut), b) sur l'île Burnt (Ontario), c) à Egbert (Ontario), près des lacs Harp et Dickie, d) à Point Petre (Ontario), e) à Saint-Anicet (Québec) et f) à Kejimkujik (Nouvelle-Écosse), près du lac Big Dam (ouest).

élémentaire gazeux, ce qui représente plus de 95 % du mercure gazeux total atmosphérique. De plus, les émissions de mercure provenant des sols et des plans d'eau, provoquées par un rayonnement solaire, sont les plus élevées en été. Par conséquent, la concentration minimale de mercure gazeux total atmosphérique est reportée à septembre ou octobre. Dans la région des Maritimes (figure 9.16g), les concentrations simulées de mercure gazeux total sont surestimées pendant toute l'année 2006. Le modèle pourrait sous-estimer l'oxydation par des espèces halogénées dans la couche limite marine.

Ce projet ayant impliqué la prévision de la réaction du mercure atmosphérique aux changements des émissions anthropiques de mercure, la capacité du modèle GRAHM à reproduire les tendances historiques du mercure gazeux total a été examinée. Les tendances observées étaient causées par des changements 1) des conditions météorologiques (y compris les changements climatiques) qui ont une incidence sur le transport, les dépôts et les émissions de surface, 2) de la combustion de biomasse mondiale et locale et d'autres émissions naturelles, 3) des émissions anthropiques mondiales et locales et de leur incidence sur les réémissions et 4) de la chimie de l'atmosphère. Dans la présente étude, l'incidence des changements des conditions météorologiques et des émissions anthropiques mondiales sur les tendances du mercure atmosphérique a été incluse. Les moyennes annuelles des concentrations observées et simulées du mercure gazeux total atmosphérique sont présentées à la figure 9.18 concernant les emplacements caractérisés par une surveillance à long terme au Canada (se reporter au chapitre 4).

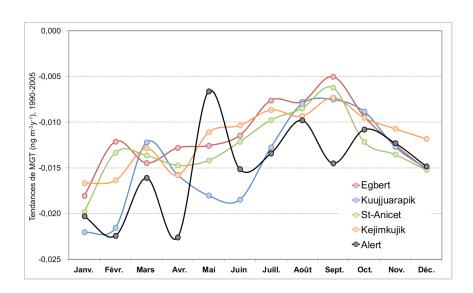


FIGURE 9.19 Différence de la concentration, selon une moyenne mensuelle, de mercure gazeux total (MGT) atmosphérique, de 1990 à 2005, telle que simulée par le modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques : à Alert (Nunavut), à Kuujjuarapik (Québec), à Egbert (Ontario), près des lacs Harp et Dickie, à Saint-Anicet (Québec) et à Kejimkujik (Nouvelle-Écosse), près du lac Big Dam (ouest).

La variabilité prévue des concentrations de mercure gazeux total, selon une moyenne annuelle, était plus faible que celle observée (figure 9.18). Cela illustrait la résolution horizontale faible du modèle et l'absence de variabilité interannuelle des émissions anthropiques mondiales, des émissions naturelles et des réémissions ainsi que la chimie de l'atmosphère utilisée dans le modèle. Cependant, les simulations ayant utilisé la météorologie de l'année indiquée, toute variabilité des concentrations de mercure gazeux total qui est causée par des facteurs météorologiques est représentée dans la tendance simulée du modèle. À l'exception d'une variabilité plus faible des concentrations simulées, les concentrations observées et simulées étaient uniformes durant les années pour lesquelles les deux ensembles de concentrations sont disponibles. Les concentrations simulées diminuaient à tous les endroits, de 1990 à environ 2000, puis augmentaient légèrement jusqu'en 2005. Après 2005, les concentrations observées diminuaient, plus fortement à certains endroits que d'autres. À Egbert, près des lacs Harp et Dickie, les concentrations observées diminuaient d'environ 0,3 ng m⁻³, de 2005 à 2010. À Kejimkujik, près de Big Dam (ouest), la diminution était plus forte, d'environ 0,4 ng m⁻³. Fait intéressant, les deux endroits étaient caractérisés par une augmentation des concentrations de mercure

gazeux total atmosphérique, de 2009 à 2010. Les raisons de la baisse plus récente des concentrations de mercure gazeux total demeurent obscures.

Les tendances mensuelles simulées des concentrations de mercure gazeux total dans tous les sites sont présentées à la figure 9.19. Une analyse similaire des tendances observées du mercure gazeux total est présentée au chapitre 4. Bien que les emplacements inclus à cette figure et dans l'analyse du chapitre 4 soient identiques, les périodes concernées n'étaient pas les mêmes (modèle : de 1990 à 2005; mesures : de 2000 à 2009). Une tendance similaire de baisses plus importantes en hiver et de baisses moins importantes en automne apparaissait dans les deux tendances modélisées et observées. Ces tendances concordaient avec le réchauffement de l'atmosphère à basse altitude durant l'hiver, peut-être en raison des changements climatiques. Cela augmenterait la profondeur de la couche limite et diminuerait les concentrations de mercure gazeux total. Cependant, une étude plus approfondie est requise pour expliquer entièrement les tendances des concentrations mensuelles atmosphériques simulées de mercure gazeux total. Dans l'ensemble, les concentrations observées révélaient une diminution considérablement plus

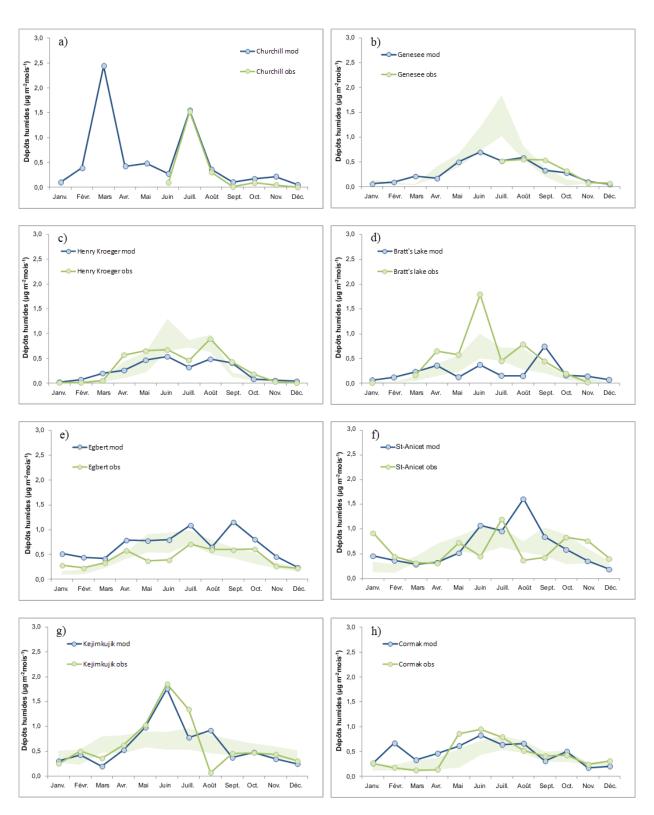


FIGURE 9.20 Dépôts humides simulés de mercure observés et du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques en 2006 : a) Churchill (Manitoba), b) Genesee (Alberta), près du lac Wabamun, c) Henry Kroeger (Alberta), d) Bratt's Lake (Saskatchewan), e) Egbert (Ontario), près des lacs Harp et Dickie, f) Saint-Anicet (Québec), g) Kejimkujik (Nouvelle-Écosse), près de Big Dam (ouest) et h) Cormak (Terre-Neuve-et-Labrador).

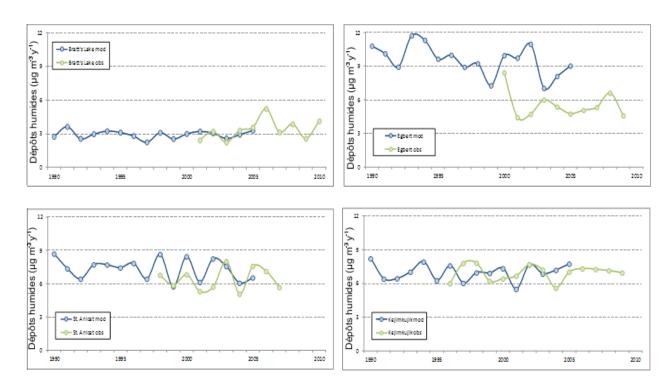


FIGURE 9.21 Dépôts humides simulés de mercure, selon une moyenne annuelle, observés et du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques a) à Bratt's Lake (Ontario), b) à Egbert (Ontario), près des lacs Harp et Dickie, c) à Saint-Anicet (Québec), d) à Kejimkujik (Nouvelle-Écosse), près de Big Dam (ouest).

importante (environ 0,02 à 0,5 ng m⁻³ par an⁻¹; chapitre 4). Cela pourrait refléter les différentes périodes de comparaison concernées ou les facteurs responsables de ces tendances qui sont actuellement absents dans le modèle GRAHM, comme cela est indiqué ci-dessus.

La mesure des dépôts secs de mercure est extrêmement difficile et aucune mesure directe des flux n'était disponible. En estimant les flux de mercure par égouttement et sur la litière et en leur soustrayant les dépôts humides dans les zones dégagées de la région des lacs expérimentaux, les dépôts secs annuels de mercure sec sous les couverts forestiers variaient de 9 à 20 µg m-2 par an-1 (se reporter au chapitre 4). Les dépôts secs simulés du modèle GRAHM représentaient environ 14 µg m⁻² par an⁻¹ dans cette région, ce qui est compris dans la fourchette estimée des mesures. Durant l'année 2006, les dépôts humides simulés ont révélé une bonne voire une excellente correspondance avec les observations provenant de huit endroits largement répartis au Canada (figure 9.20). Comme avec la

concentration de mercure gazeux total atmosphérique, lorsque les dépôts simulés ne concordaient pas avec les dépôts de mercure observés en 2006, ils étaient souvent compris dans la fourchette des valeurs de dépôts habituelles. Dans l'ensemble, le niveau élevé de correspondance observé entre les valeurs des dépôts simulés et observés indique la capacité de la composante météorologique du modèle à prédire précisément les précipitations. À Genesee, près du lac Wabamun, les dépôts humides de mercure étaient plus faibles (environ 0.1 à 0.2 ug m⁻² par mois⁻¹) en automne et ce, jusqu'au début du printemps, et ils atteignaient un maximum en été (de juin à août; environ 0,6 µg m⁻² par mois⁻¹). À Egbert, près des lacs Harp et Dickie, et à Kejimkujik, près de Big Dam (ouest), les dépôts humides en automne et jusqu'au début du printemps étaient plus importants qu'à Genesee (environ 0,3 à 0,4 µg m⁻² par mois⁻¹). Cependant, les valeurs maximales pendant la saison chaude étaient considérablement plus marquées et précoces à Kejimkujik (1,0 à 2,0 µg m⁻² par mois⁻¹ de mai à juillet) qu'à Egbert (environ 0,7 µg m⁻² par mois-1 de juillet à octobre).

L'analyse des dépôts humides simulés du modèle révèle que les tendances observées des dépôts humides sont déterminées principalement par la variabilité interannuelle des précipitations. Étant donné que le modèle simule la météorologie de l'année correspondante, le degré de variabilité des dépôts simulés et observés, selon une moyenne annuelle, était comparable (figure 9.21). De plus, pendant les années où les deux ensembles de valeurs des dépôts humides se chevauchaient, la fourchette des valeurs simulées et observées était similaire à tous les endroits, à l'exception d'Egbert. Aucune tendance évidente n'était observée concernant les dépôts humides de mercure simulés ou observés dans les sites.

9.6.2 Application du modèle intégré de bassins versants (INCA) pour le mercure aux conditions existantes

Le modèle INCA-Hg a simulé les concentrations et flux de mercure total et de méthylmercure dans l'eau de cours d'eau des bassins versants de l'étude de 1990 à 2006 (et jusqu'à 2010 pour le lac Phantom). Avant 1990, le modèle INCA-Hg utilisait les dépôts historiques de mercure estimés par le modèle GRAHM, avec une météorologie générée de façon aléatoire pendant une période de roulement de 20 ans (de 1970 à 1989). De 1990 à 2006, un modèle de ruissellement pluvial (HBV; section 9.2.2) a été étalonné à l'aide de séries chronologiques quotidiennes des précipitations, de la température de l'air et du débit des cours d'eau

observés depuis les stations météorologiques et les débitmètres disponibles les plus proches (tableau 9.3). Le processus d'étalonnage visait à optimiser le modèle afin de reproduire le mieux les observations d'après un test statistique (test statistique de Nash-Sutcliffe; Nash et Sutcliffe, 1970). Les valeurs du test statistique de Nash-Sutcliffe varient de $-\infty$ à 1 et une valeur unitaire indique une correspondance parfaite entre les valeurs modélisées et observées. Une valeur nulle et une valeur négative signifient que les prévisions du modèle d'une valeur, à un temps donné, sont aussi précises que la moyenne observée ou moins précises que la moyenne observée, respectivement.

Les estimations des concentrations de mercure dans les cours d'eau par le modèle INCA-Hg ont été étalonnées à l'aide d'observations faites à Big Dam (ouest), Harp, Dickie et dans le lac 240 (tableau 9.3). Pour chacun de ces bassins versants, un sous-bassin a été simulé comme un seul tronçon avec deux catégories de terres (zone sèche et zone humide). Pour les lacs Dickie, Harp et Big Dam (ouest), où les concentrations de mercure sont similaires à celles observées dans la région de Dorset (Ontario), le bassin initial de mercure dans le sol surfacique était fondé sur des mesures du mercure et profils pédologiques complets effectués dans les sols des zones sèches et des zones humides dans le bassin versant du lac Plastic, près de Dorset (A. Poste, Université Trent; données non publiées). Pour le lac 240, un bassin de mercure initial plus petit dans le sol a été utilisé d'après Harris et al. (2007).

TABLEAU 9.3 Résultats du modèle hydrologique HBV

Écosystème	-	Nash-Sutcliffe unité)	Ruissellement	Rendement moyen du ruissellement (m)	
	Débit non transformé	Débit transformé en logarithme	- moyen annuel (mm)		
Big Dam (ouest)	0,86	0,75	913	0,64	
Harp	0,61	0,66	557	0,52	
Dickie	0,74	0,57	496	0,52	
240	0,75	0,6	231	0,32	
Phantom	0,51	0,65	128	0,26	
Wabamun	0,53	0,44	55	0,13	

Une partie importante du bassin versant du lac 240 est occupée par le lac 239. Une partie du bassin versant du lac 239 ne devrait pas produire le même rendement de mercure dans le lac 240 en tant que surface terrestre. Ici, les flux de mercure simulés par le modèle INCA-Hg pour le sous-bassin du débit entrant du lac 239 ont été considérés comme représentatifs de la partie du bassin versant du lac 240 qui s'écoule directement dans le lac 240 ainsi que de la partie du bassin versant qui se jette dans le lac 240 par l'entremise du lac 470 (un très petit lac). Le flux de mercure provenant de la partie du bassin versant qui s'écoule par l'entremise du lac 239 était traité comme une source ponctuelle constante du

méthylmercure et du mercure total dans le lac, avec des flux de 6 mg par an⁻¹ pour le méthylmercure (Sellers *et al.*, 2001) et de 118 mg par an⁻¹ pour le mercure total, d'après l'observation selon laquelle environ 5 % du mercure total est présent sous forme de méthylmercure dans le débit sortant du lac 240 (Kelly *et al.*, 1995).

Les étalonnages du modèle INCA-Hg dans les lacs Harp, Dickie, 240 et Big Dam (ouest) ont été effectués manuellement. L'étalonnage manuel des sous-bassins des lacs Harp et Dickie était fondé sur des étalonnages précédents générés avec plusieurs simulations, à l'aide des méthodes de Monte Carlo (Futter *et al.*,

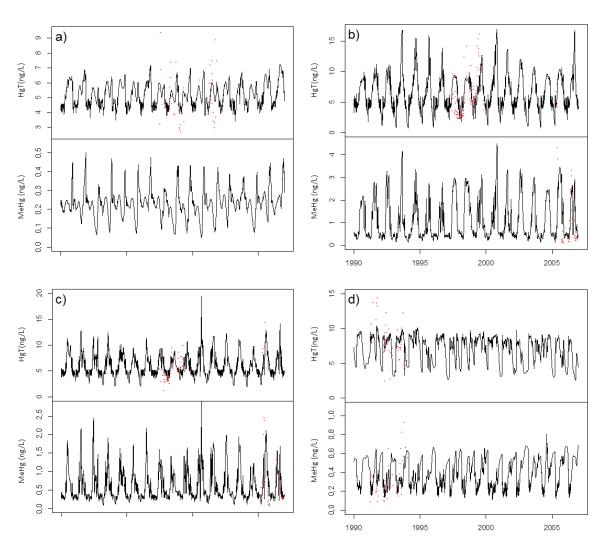


FIGURE 9.22 Concentrations modélisées (traits noirs) et observées (points rouges) de mercure total (THg) et de méthylmercure (MeHg) dans les cours d'eau provenant de simulations de référence du modèle intégré de bassins versants pour le mercure dans les sous-bassins a) de Big Dam (ouest) (ruisseau du lac Fort), b) du lac Harp (débit entrant de Hp5) c) du lac Dickie (débit entrant de De10) et d) du lac 240 (débit entrant du lac 239).

TABLEAU 9.4 Flux moyens annuels de mercure, du bassin versant terrestre au lac, concernant les simulations de référence

Écosystème	Endroit	Flux de mercure total (µg m ⁻² par an ⁻¹) Modélisé	Flux de mercure total (µg m ⁻² par an ⁻¹) Observé	Flux de méthylmercure (µg m ⁻² par an ⁻¹) Modélisé	Flux de méthylmercure (µg m ⁻² par an ⁻¹) Observé
Big Dam (ouest)	Ruisseau du lac Fort	4,47	3,4 (1997-1998) 5,0 (1998-1999) 3,8 (2001) ¹	0,23	0,15 (2001) ¹
Harp	Débit entrant 5 du lac Harp	3,07	4,36 (1987-1988) ²	0,33	-
Dickie	Débit entrant 10 du lac Dickie	2,64	2,3 (1987-1988) 2,0 (1988-1989) ²	0,21	-
240	Débit entrant du lac 239	1,85 (débit entrant du lac 239) 0,77 (ensemble)	2,3 (2001) ³	0,06 (débit entrant du lac 239) 0,03 (ensemble)	0,03 (2001) ³
Phantom		1,23	-	0,04	-
Wabamun		0,42 (ensemble)	-	0,04 (ensemble)	-

¹Clair et al. (2005), ²Mierle (1990), ³Kelly et al. (1995).

2007, 2012). Le rendement des modèles était évalué à l'aide du critère statistique de Nash-Sutcliffe, où les concentrations modélisées et observées de mercure dans les cours d'eau étaient comparées.

Quatre simulations par lac ont été effectuées, car aucune observation n'était disponible pour les bassins versants des lacs Phantom ou Wabamun. Les quatre simulations de chaque bassin versant utilisaient la même météorologie locale et les mêmes flux de dépôts du modèle GRAHM, mais l'utilisation des paramètres du modèle établis pour Big Dam (ouest), Harp, Dickie ou le lac 240 variait. Les flux moyens de mercure dans l'eau de cours d'eau des quatre simulations ont été fournis pour les modèles lacustres.

Les taux des débits de pointe et de base observés ont été bien reproduits par le modèle HBV dans les six écosystèmes, d'après le critère statistique de Nash-Sutcliffe (tableau 9.3). Les concentrations simulées et observées de mercure total dans le débit de cours d'eau concordaient très bien aussi pour les sous-bassins des lacs Harp, Dickie et Big Dam (ouest) (figure 9.22). Les concentrations simulées de méthylmercure dans le débit de cours d'eau

reproduisaient très bien les observations concernant les lacs Harp et Dickie (figure 9.22). Les données sur le méthylmercure n'étaient pas disponibles dans le lac Big Dam (ouest). Les estimations du modèle concernant les concentrations dans les cours d'eau de mercure total et de méthylmercure dans le lac 240 étaient bonnes, mais pas aussi élevées que pour les lacs Harp et Dickie. Cela pourrait refléter les périodes fréquentes de débit très faible dans le cours d'eau modélisé du sous-bassin.

Les flux annuels simulés de mercure total et de méthylmercure provenant des bassins versants des lacs de l'étude sont proches dans tous les écosystèmes où les observations étaient disponibles (tableau 9.4). Les flux simulés de mercure total dans les sites variaient de 0,77 µg m-2 dans le bassin versant par an-1 dans le lac 240 à 4,5 µg m-2 dans le bassin versant par an-1 dans le lac Big Dam (ouest). Dans les simulations du lac 240, le sous-bassin des zones sèches ou des zones humides du lac (débit entrant du lac 239) contribuait à 1,8 µg m-2 par an-1 de mercure. Cependant, une partie importante du bassin versant du lac 240 s'écoule dans le lac 240 par l'entremise du lac 239. À la suite des pertes

de mercure provenant du lac 239 par libération et sédimentation, le flux annuel simulé de mercure à partir de l'ensemble du bassin versant jusqu'au lac 240 était plus faible que dans d'autres sites avec des mesures. Les flux de mercure total simulés chaque année provenant de l'ensemble du bassin versant étaient également faibles dans le lac Phantom (1,23 µg m⁻² dans le bassin versant par an⁻¹) et dans le lac Wabamun (0,42 µg m⁻² dans le bassin versant par an-1). Ces sites ne disposaient pas de données permettant d'effectuer des comparaisons avec les résultats du modèle. En général, les flux de mercure total augmentaient avec les précipitations et le ruissellement annuels. Cela laisse supposer que, en grande partie, du transport de mercure depuis le bassin versant jusqu'au lac dépend de l'hydrologie et du climat.

Comme pour les flux de mercure total, les flux de méthylmercure simulés étaient supérieurs dans le lac Harp (0,33 µg m⁻² dans le bassin versant par an⁻¹), dans le lac Big Dam (ouest) (0,23 µg m⁻² dans le bassin versant par an⁻¹) et dans le lac Dickie (0,21 µg m⁻² dans le bassin versant par an⁻¹). Les flux simulés de méthylmercure dans le lac 240, les lacs Phantom et Wabamun (0,03 à 0,04 µg m⁻² dans le bassin versant par an⁻¹) étaient près de dix fois plus faibles. Comme pour les flux de mercure total, les flux de méthylmercure augmentaient généralement avec le ruissellement. Les flux de méthylmercure ne semblaient pas dépendre fortement de la proportion du bassin versant recouvert par des terres humides.

Les cycles saisonniers simulés des flux totaux quotidiens de mercure du bassin versant au lac (figure 9.23) et le ruissellement (figure 9.24) présentaient une forte ressemblance pour les six écosystèmes. De plus, les flux de pointe de mercure avaient tendance à coïncider avec un ruissellement élevé. Ainsi, les flux de mercure semblaient être provoqués principalement par des flux d'eau. À Big Dam (ouest) (figure 9.23a), les flux quotidiens de mercure total et de méthylmercure du bassin versant au lac atteignaient un pic au printemps et à la fin de l'automne. Les flux étaient intermédiaires en hiver et faibles en été. Les flux en hiver avaient tendance à être plus élevés à Big Dam (ouest) que dans les cinq autres écosystèmes et le ruissellement demeurait

relativement élevé tout au long de l'hiver par rapport aux autres sites. Les flux de mercure dans les lacs Harp et Dickie (figure 9.23b, c) atteignaient aussi habituellement un pic au printemps et en automne, lorsque le ruissellement avait tendance à être plus élevé. En ce qui concerne le méthylmercure et, dans une moindre mesure. le mercure total, les flux étaient intermédiaires durant l'été et très faibles en hiver. Les flux élevés de méthylmercure pendant l'été, lorsque le débit était faible, semblent indiquer une méthylation accrue en été dans ces sites. Dans le lac 240, les flux de mercure total étaient constamment élevés au printemps, avec des pics occasionnels en été et en automne qui, habituellement, coïncidaient avec les pics du ruissellement (figure 9,23d). Pendant ce temps, les concentrations de méthylmercure étaient les plus élevées au printemps et en automne. Dans le lac Phantom, les flux de mercure total et de méthylmercure étaient faibles en hiver et tendaient à atteindre leur plus haut niveau au printemps et en automne (figure 9.23e). Les flux étaient intermédiaires, avec des pics occasionnels, en été et faibles en hiver. Dans le lac Wabamun, les flux de mercure total et de méthylmercure atteignaient habituellement leur plus haut niveau au printemps dans les simulations, bien que le flux de pointe soit survenu occasionnellement au début de l'été (figure 9.23f).



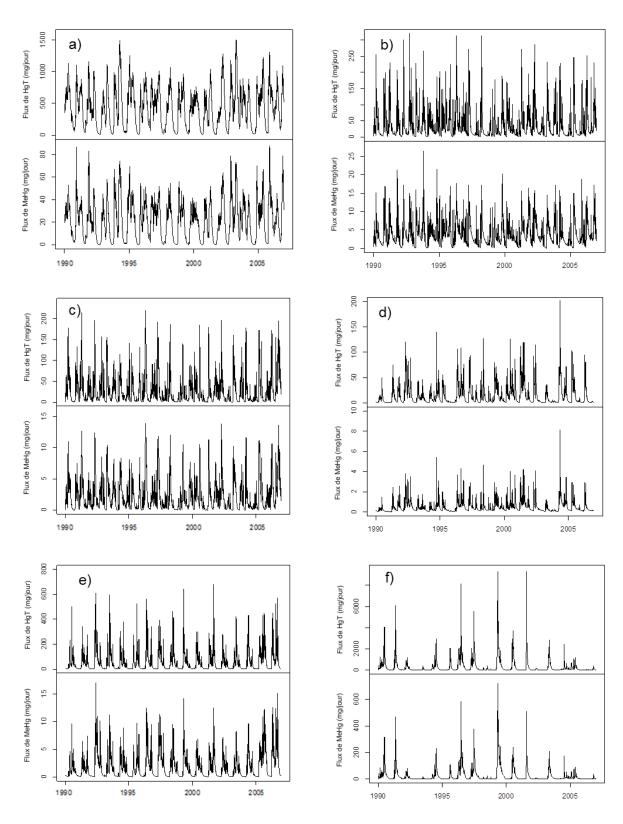


FIGURE 9.23 Flux totaux quotidiens de mercure total (THg) et de méthylmercure (MeHg) de l'ensemble du bassin versant au lac, d'après les simulations de référence a) de Big Dam (ouest), b) du lac Harp, c) du lac Dickie, d) du lac 240, e) de Phantom et f) de Wabamun.

Une analyse de sensibilité effectuée pour le sousbassin du lac Harp a révélé que le rendement du modèle INCA-Hq était sensible aux processus hydrologiques, de carbone terrestre et de mercure terrestre, mais pas aux processus dans les cours d'eau (tableau 9.5). Cependant, la sensibilité du modèle aux paramètres dans les cours d'eau pourrait être accrue dans les bassins versants dont la longueur des cours d'eau est importante, comme Big Dam (ouest). Le rendement du modèle avait tendance à être plus sensible aux processus dans les sols supérieurs que dans les sols inférieurs. Cela semble indiquer une mobilité et une réactivité plus élevées du carbone et du mercure dans les couches du sol supérieur par rapport au sol inférieur. Un tel comportement a été observé dans les études sur le terrain (Grigal, 2002), La sensibilité importante du rendement du modèle à la température de

méthylation et de déméthylation et de transformation du carbone organique laisse supposer que le climat pourrait jouer un rôle important dans la détermination du cycle du mercure dans les bassins versants terrestres. Le rendement du modèle fondé sur le méthylmercure seul était sensible uniquement au multiplicateur de dépendance de la température dans les zones humides relativement à la méthylation ou à la déméthylation (tableau 9.5). Cela mettait en évidence le rôle important joué par les terres humides pour déterminer l'exportation de méthylmercure du bassin versant ainsi que l'importance du traitement du mercure, en particulier la méthylation, dans les terres humides.

Des renseignements supplémentaires sur l'étalonnage du modèle INCA-Hg dans les six lacs de l'étude et l'analyse de sensibilité sont fournis dans l'annexe C.

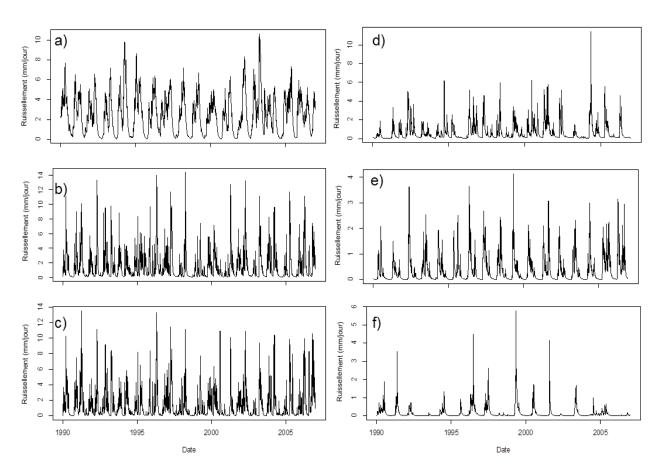


FIGURE 9.24 Ruissellement quotidien simulé par le modèle intégré de bassins versants pour le mercure des bassins versants a) de Big Dam (ouest), b) du lac Harp, c) du lac Dickie, d) du lac 240, e) du lac Phantom et f) du lac Wabamun.

TABLEAU 9.5 Importance de la sensibilité des paramètres – Modèle INCA-Hg. Importance fondée sur les statistiques de Kolmogorov-Smirnov. Important si p < 0,05.

Paramètre	Mercure total	Méthylmercure	Mercure total et méthylmercure combinés
Zones humides			
Multiplicateur de dépendance de la température concernant la méthylation ou la déméthylation	Oui	Oui	Non
Multiplicateur de dépendance de la température concernant la transformation du carbone organique	Oui	Non	Oui
Taux de sorption du carbone organique du sol supérieur	Non	Non	Oui
Volume de rétention du sol supérieur	Oui	Non	Oui
Zones sèches			
Taux de désorption du carbone organique du sol supérieur	Oui	Non	Oui
Taux de sorption du carbone organique du sol supérieur	Oui	Non	Non
Taux de sorption du carbone organique du sol inférieur	Oui	Non	Non
Volume de rétention du sol supérieur	Oui	Non	Non

9.6.3 Application du modèle dynamique des cycles de mercure (D-MCM) aux conditions existantes

Étalonnage du modèle D-MCM à l'étude METAALICUS

Le modèle D-MCM a d'abord été étalonné à l'aide des données du lac 658 où l'expérimentation METAALICUS est continue en raison de l'ensemble de données complet disponible. Les constantes du modèle obtenues concernant les réactions et la répartition du mercure ont été utilisées comme le point de départ de l'application du modèle aux six lacs du Programme de réglementation de la qualité de l'air. Après d'autres examens, certains ajustements ont été appliqués à partir de l'étalonnage du lac 658 pour chaque lac de l'étude. L'application du modèle D-MCM au lac 658 est résumée ci-dessous.

Le lac 658 est un lac tributaire oligotrophe de 8,4 hectares, de 14 m de profondeur, avec un temps de séjour moyen dans l'eau de cinq ans, un pH d'environ 6,5, un carbone organique dissous d'environ 9 mg L⁻¹ et une anoxie estivale au fond de l'hypolimnion, à 1 à 3 m de profondeur (Harris *et al.*,

2007). Le bassin versant comprend une zone sèche de 42 ha et une zone humide de 1,7 ha. La charge de mercure dans le bassin versant du lac 658 a été augmentée a des fins expérimentales directement dans le lac, de 2001 à 2007 et de 2001 à 2006 dans le système terrestre. Différents isotopes stables du mercure ont été appliqués à la zone sèche, à la zone humide et au lac. Le mercure ajouté dans le lac (« injection de type lac ») représentait en moyenne 105 % de la charge de mercure ambiant dans le lac (charges terrestres et atmosphériques combinées) pendant la période de charge de sept ans.

Le cycle et la bioaccumulation de mercure dans le lac 658 ont été simulés avec le modèle D-MCM à partir de juin 2001, lorsque les ajouts de mercure ont commencé, jusqu'en décembre 2010. Le modèle D-MCM a été étalonné pour refléter les concentrations observées, les flux de mercure ambiant et l'« injection de type lac » dans l'eau, les sédiments et le réseau trophique (p. ex. figure 9.25). Les résultats découlant de la phase de charge (2001 à 2007) ont révélé des différences importantes des taux de réaction des divers milieux des écosystèmes. L'« injection de type lac » a été ajoutée dans le lac en quantité suffisante pour être immédiatement mesurable dans les eaux de surface (figure 9.25a) et a commencé

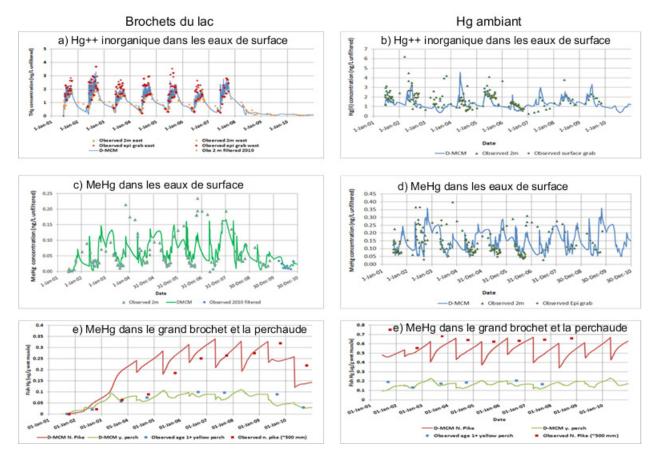


FIGURE 9.25 Concentrations de mercure observées et prévues par le modèle dynamique des cycles du mercure dans le lac 658 (Ontario), de 2001 à 2010. Observations de la colonne d'eau de H. Hintelmann et United States Geological Survey (Gilmour *et al.*, en préparation). Les données sur le grand brochet sont d'environ 500 mm. Les perchaudes sont âgées de 1 an à 2 ans. Observations sur les poissons de Paul Blanchfield, Pêches et Océans Canada.

à apparaître sous forme de méthylmercure dans le biote en quelques mois, tandis que le mercure ajouté dans le système terrestre a été exporté dans le lac très lentement. En raison de concentrations très faibles des isotopes des zones sèches et des zones humides observés dans le lac au cours de l'étude, les simulations du modèle D-MCM ont été effectuées pour le mercure ambiant et l'« injection de type lac », mais pas pour les isotopes terrestres.

Chaque année, les concentrations d'« injection de type lac » ont connu une hausse en dent de scie, augmentant lorsque le mercure était ajouté et diminuant entre les ajouts. Les concentrations de méthylmercure ambiantes dans les eaux de surface et d'injection de type lac avaient tendance à augmenter en automne, après le mélange dans

la colonne d'eau, persistaient à des concentrations plus élevées durant l'hiver et diminuaient pendant la période de stratification libre de glace (figure 9.25c, d). Après que les ajouts de mercure ont cessé en octobre 2007, les concentrations dans les eaux de surface observées et simulées ont diminué de plus de 90 % dans la colonne d'eau en un an et sont demeurées faibles dans les eaux de surface de 2008 à 2010 (figure 9.25a). Les concentrations d'« injection de type lac » inorganique dans les sédiments ont aussi diminué au cours des deux premières années de rétablissement, bien que plus lentement que dans la colonne d'eau (environ 20 %). Le mercure d'« injection de type lac » apparaissait chez des perchaudes d'un an et plus à de faibles concentrations en quelques mois, après les ajouts d'injection de type lac débutés en 2001, augmentaient pendant la phase de charge

et diminuaient pendant la phase de rétablissement (figure 9.25e). L'étalonnage du modèle D-MCM reflétait ces tendances. Cependant, les concentrations d'injection de type lac dans le grand brochet ont été surestimées pendant la période 2004-2006.

Application du modèle D-MCM aux conditions existantes concernant les lacs du Programme de réglementation de la qualité de l'air

Le modèle D-MCM a été appliqué aux six lacs du Programme de réglementation de la qualité de l'air pendant la période allant de 1990 à 2006 à l'aide de dépôts atmosphériques provenant du modèle GRAHM et des exportations de mercure terrestre dans les lacs issues du modèle INCA-Hg. Des ajustements ont été apportés, un lac à la fois, à certaines constantes du modèle afin d'accroître la cohérence du modèle avec les observations (tableau D1 dans l'annexe D).

Les résultats de l'étalonnage du modèle concernant les quatre lacs éloignés (Harp, Dickie, Big Dam [ouest] et lac 40) représentaient des concentrations à l'état stable provenant des charges de mercure dans les lacs de 1990 à 2006. Cela a été obtenu en répétant le cycle de charge de17 ans six fois (102 ans) avant de déclarer les flux et concentrations de mercure mensuels pour un dernier cycle de 17 ans. Outre les étalonnages de scénario de référence aux conditions de 1990 à 2006. des simulations ont aussi été effectuées pour ces quatre lacs afin d'examiner les avantages potentiels des contrôles des émissions (décrits plus loin dans le présent chapitre). Ces simulations couvraient la période 1840-2156 et utilisaient une reconstitution historique des dépôts atmosphériques de mercure provenant du modèle GRAHM.

Il n'aurait pas été approprié d'étalonner les lacs Phantom et Wabamun en supposant une charge de mercure relativement stable pour les conditions actuelles, car les émissions anthropiques locales ont considérablement changé de 1990 à 2006. Dans le cas du lac Wabamun, deux centrales thermiques alimentées au charbon sont situées sur le lac et deux de plus se trouvent à environ 20 km du lac (section 9.4). Les simulations du lac Wabamun s'étendaient de 1840 à 2006 et utilisaient une reconstitution historique des dépôts atmosphériques de mercure (1840 à 1989) et des dépôts dans le lac pour la période actuelle (1990 à 2006) provenant du modèle GRAHM. Un modèle de la boîte simple pour les sols a été utilisé afin de déduire le décalage entre les changements des dépôts de mercure et la réaction observée dans l'exportation de mercure terrestre et les concentrations de mercure des eaux de ruissellement terrestres (section 9.7.4).

Dans le lac Phantom, les profils sédimentaires ont révélé une diminution évidente des concentrations de mercure, en passant de concentrations de pointe de plus de 20 µg g⁻¹ dans le milieu des années 1980, lorsque les émissions de la fonderie ont commencé à diminuer, aux concentrations actuelles de l'ordre de 2 µg g⁻¹ (J. Kirk, Environnement Canada). Les simulations initiales concernant le lac Phantom, de 1840 à 2006, à l'aide d'une approche similaire à la modélisation du lac Wabamun, ont révélé que les charges externes de mercure estimées étaient insuffisantes pour produire une augmentation observée des concentrations de mercure dans les sédiments. Les raisons de cette divergence demeurent obscures et il a été conclu que la reconstitution historique à long terme des charges de mercure dans le lac Phantom n'était pas fiable. Il était encore possible de simuler le mercure dans le lac Phantom. de 1990 à 2006, à l'aide des concentrations de mercure dans les sédiments observées en 1990 en tant que conditions initiales et en simulant la baisse continue des concentrations de mercure dans les sédiments observées de 1990 à 2006.

Les bilans massiques simulés du Hg²⁺ inorganique dans les six lacs de l'étude, de 2000 à 2006, sont présentés à la figure 9.26 (µg m⁻² par an⁻¹) et dans le cadre des bilans massiques de plus grand écosystèmes à la figure 9.27 (g par an⁻¹). L'importance modélisée des charges directes de mercure atmosphérique et terrestre variaient largement entre les lacs (figure 9.28). Le lac Big Dam (ouest) était fortement dominé par des apports de mercure terrestre (154 µg m⁻² par an⁻¹, soit environ 95 % de la charge totale de mercure) dans les simulations (figure 9.26a). Cela était dû au débit d'eau rapide (temps de séjour hydraulique d'environ un mois). La charge de mercure modélisée des cours d'eau

était similaire à une valeur de 146 μg m⁻² par an⁻¹ d'après O'Driscoll *et al.* (2003, 2005a) qui ont estimé une charge terrestre de 153 g par an⁻¹ et déclaré une superficie du lac de 1,05 km². En revanche, on estimait que 95 % de la charge globale de mercure dans le lac Wabamun provenait de dépôts atmosphériques (environ 30 μg m⁻² par an⁻¹ : moyenne de 2000 à 2006; figure 9.26f). Ce taux de dépôt était considérablement plus élevé que ceux d'autres sites du Programme de réglementation de la qualité de l'air qui étaient de l'ordre de 5 à 10 μg m⁻² par an⁻¹ pour la période allant de 2000 à 2006. Les taux élevés de dépôts de mercure concernant le lac Wabamun étaient en grande partie liés aux émissions des centrales alimentées au charbon situées à proximité dans les

simulations du modèle GRAHM pour la période allant de 2000 à 2006. Les apports terrestres estimés dans le lac Wabamun étaient faibles (environ 1 à 2 µg m-² par an-¹). Les taux de dépôts de mercure estimés concernant le lac Phantom de 2000 à 2006 (environ 5 à 6 µg m-² par an-¹, ajustés pour tenir compte des pertes dans la neige ou la glace) étaient beaucoup plus faibles qu'au cours des décennies précédentes, ce qui reflète une réduction importante des émissions de mercure. Entre les extrêmes des lacs Big Dam (ouest) et Wabamun, les déversements de mercure dans le lac Harp, le lac Dickie et dans le lac 240 comprenaient d'importantes composantes provenant de dépôts de et d'apports terrestres de mercure atmosphérique (figure 9.26b à d).

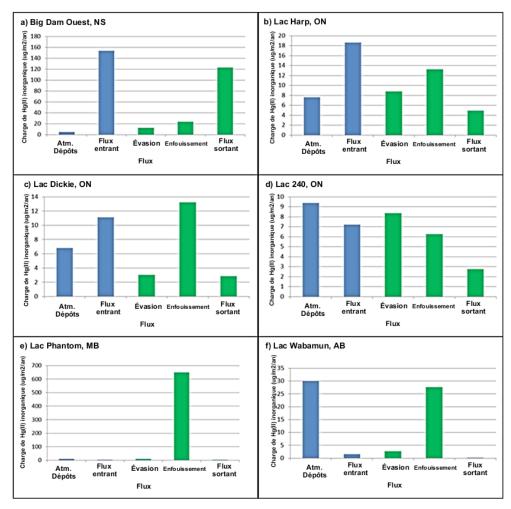


FIGURE 9.26 Sources et puits de mercure inorganique (Hg²+) prévus par le modèle dynamique des cycles de mercure dans les six lacs de l'étude pour la période allant de 2000 à 2006. Les flux sont les moyennes de la superficie des lacs en µg m² par an¹. * La libération est le flux net dans l'atmosphère, à l'exception du lac Wabamun, où la libération représente le flux brut de mercure élémentaire à l'extérieur du lac. Le dépôt atmosphérique directement à la surface du lac n'inclut pas le mercure élémentaire, à l'exception du lac Wabamun.

Le dépôt de mercure atmosphérique qui s'est accumulé dans la neige ou la glace pendant des périodes de couverture de glace a été déversé dans les lacs pendant le mois où la glace fondait. D'après Lalonde et al. (2002), on a supposé que 40 % des dépôts atmosphériques de mercure pendant la couverture de glace étaient réduits et réémis dans l'atmosphère au lieu d'être déversés dans les lacs avec la neige ou la glace fondues. Les déversements nets de mercure atmosphérique dans les lacs étaient donc inférieurs aux taux de dépôts bruts. Les dépôts humides de mercure étaient la composante estimée la plus importante de dépôts de mercure à la surface des lacs éloignés (moins de 60 %), tandis que les dépôts secs de Hg²⁺ inorganique et de mercure élémentaire gazeux étaient plus importants dans les deux sites avec des sources ponctuelles à proximité (pour les lacs Phantom et Wabamun).

Le débit sortant dominait les pertes de mercure provenant du lac Big Dam (ouest) (environ 80 %) en raison du débit d'eau rapide et était un type de perte secondaire du mercure inorganique dans les cinq autres lacs. La sédimentation représentait 50 % ou plus des pertes de mercure pour quatre lacs (lacs Harp, Dickie, Wabamun et Phantom) et dominait complètement tous les autres flux de mercure dans la simulation du lac Phantom, en dépassant 50 fois les charges pendant la période allant de 2000 à 2006 en raison de concentrations extrêmement élevées de mercure dans les sédiments (figure 9.26e). Cela est dû à l'ancien bassin de contamination au mercure dans les sédiments qui est maintenant enfoui. L'enfouissement modélisé du mercure dans le lac Wabamun (25 à 30 µg m⁻² par an⁻¹ pour la période allant de 2000 à 2006) concordait avec les taux de sédimentation du mercure signalés pour le lac dans

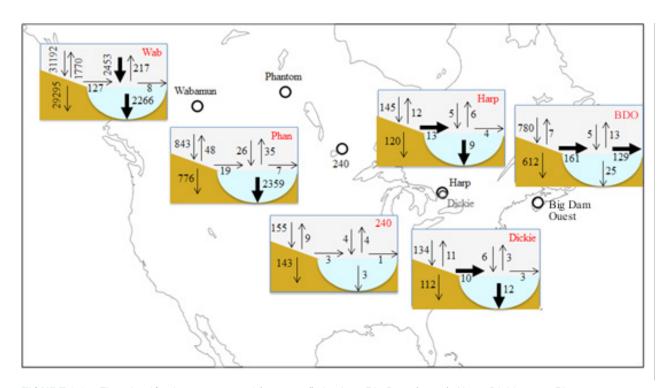


FIGURE 9.27 Flux simulés de mercure total (g par an-1) des lacs Big Dam (ouest), Harp, Dickie, 240, Phantom et Wabamun. Dépôt atmosphérique estimé par le modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques. Volatilisation provenant du bassin versant et estimée par le modèle intégré de bassins versants pour le mercure. Le modèle de sol à un compartiment utilisé conjointement avec le modèle dynamique des cycles de mercure, orienté par le modèle INCA-Hg, a estimé l'exportation dans le bassin versant. Le transfert vers des couches de sol plus profondes a été calculé comme le reste. À l'exception des dépôts atmosphériques à la surface du lac, le modèle D-MCM estimait tous les flux liés au lac. La volatilisation terrestre provient du modèle INCA-Hg pour 2006. La moyenne des flux restants est établie sur sept ans (de 2000 à 2006). Les flux primaires liés aux lacs sont mis en évidence par de grosses flèches.

les ouvrages scientifiques de l'ordre de 15 à 37 μg m⁻² par an⁻¹ (Donahue *et al.*, 2006; Sanei *et al.*, 2010). Les taux de libération du mercure élémentaire dans les simulations variaient de 3 à 13 μg m⁻² par an⁻¹ (moyennes de 2000 à 2006). La libération est signalée ici comme le flux de diffusion net, sauf pour le lac Wabamun, où le flux brut hors du lac est déclaré. Dans certains sites, la libération dépassait les dépôts atmosphériques de mercure sur la surface du lac (*p. ex.* lac Big Dam [ouest], conforme avec le bilan massique estimé du lac effectué par 0'Driscoll *et al.*, 2005a).

En ce qui concerne les étalonnages du lac du Programme de réglementation de la qualité de l'air, la méthylation in situ représentait 28 à 95 % de l'apport total estimé de méthylmercure dans les lacs (figure 9.29). Ces taux ont été étalonnés à l'aide des concentrations de méthylmercure observées dans le lac, au lieu d'effectuer des comparaisons avec les mesures directes des taux de méthylation. Cela est dû au fait qu'il n'est pas encore possible de mesurer les véritables taux de méthylation microbienne brute. La méthylation peut survenir dans les sédiments et dans la colonne d'eau dans le modèle D-MCM, en fonction des conditions du site. Pour les quatre lacs éloignés du Programme de réglementation de la qualité de l'air, la méthylation dans la colonne d'eau

(ou la méthylation à l'interface des sédiments où le méthylmercure est facilement acheminé vers les eaux sus-jacentes) a été étalonnée pour être plus importante que la méthylation dans les sédiments. De meilleurs résultats ont été obtenus dans les deux sites contaminés (lacs Wabamun et Phantom) avec une méthylation dans les sédiments dépassant la production dans la colonne d'eau (figure 9.29e et f). La méthylation in situ représentait le pourcentage le plus faible d'apport global en méthylmercure dans le lac Big Dam (ouest) (28 %), où le débit entrant dominait, et était surtout importante dans les simulations des lacs Wabamun et Phantom (89 à 95 % de l'apport global). Les taux modélisés de méthylation brute variaient d'environ 1 à 5 µg m⁻² par an⁻¹. L'apport atmosphérique en méthylmercure était une contribution mineure à l'apport en méthylmercure dans tous les lacs modélisés.

Les pertes de méthylmercure provenant des lacs comprenaient le débit sortant, l'enfouissement, la déméthylation biologique et la dégradation photochimique. Le débit sortant était la principale perte simulée de méthylmercure provenant du lac Big Dam (ouest) (presque 6 µg m⁻² par an⁻¹) en raison du débit d'eau élevé par l'entremise du lac. Le débit sortant était une condition de perte mineure pour les autres lacs et l'enfouissement était une

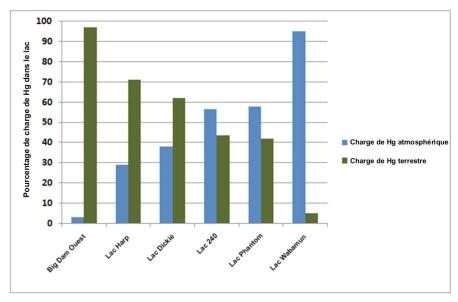


FIGURE 9.28 Importance estimée des déversements directs de mercure atmosphérique et terrestre dans les lacs de l'étude (2000-2006)



condition à court terme de pertes de méthylmercure dans tous les autres lacs (moins de 0,4 µg m⁻² par an⁻¹). La déméthylation biologique était une perte importante dans tous les systèmes (figure 9.29) mais, comme cela est mentionné ci-dessus, différentes combinaisons de méthylation et de déméthylation brutes pourraient avoir produit des résultats similaires.

Le modèle D-MCM a été étalonné pour illustrer de façon raisonnable les observations de Hg²⁺ inorganique et de concentrations de méthylmercure dans l'eau, les sédiments et le poisson. Des ajustements étaient nécessaires pour certaines constantes des modèles entre les lacs afin d'optimiser l'adaptation du modèle aux observations. Les concentrations observées et simulées dans les quatre lacs éloignés étaient comprises dans la fourchette observée concernant les écosystèmes sans source ponctuelle de mercure (annexe D, figures D1 à D4).

Pour le lac Wabamun, les concentrations limitées observées de Hg²⁺ inorganique dans la colonne d'eau

étaient faibles par rapport aux lacs de petite taille et de superficie moyenne. De même, le modèle a prédit des concentrations faibles de mercure à la surface, sauf après la fonte de glace printanière, où le mercure, qui s'est accumulé dans la neige ou la glace durant l'hiver, est déversé dans le lac. Les concentrations observées et modélisées de Hg²+ inorganique dans les sédiments et les concentrations de méthylmercure dans la colonne d'eau, les sédiments et le poisson (perchaude) étaient comprises dans la gamme naturelle des systèmes d'eau douce (annexe D, figure D5). Cependant, les concentrations pourraient avoir été inférieures si des charges de mercure provenant de centrales alimentées au charbon n'étaient pas survenues.

Dans le lac Phantom, le taux observé de diminution de Hg2+ inorganique dans les sédiments était raisonnablement simulé (annexe D, figure D6) et était en grande partie lié au taux d'enfouissement de solides. Les taux actuels de charge de mercure étaient très petits par rapport au taux d'enfouissement du mercure (figure 9.26e) et avaient peu d'influence sur le taux de diminution des concentrations de mercure dans les sédiments. Les concentrations observées dans la colonne d'eau en 2009-2010 étaient de l'ordre de 1,4 à 3,4 ng L-1 et étaient comprises dans la gamme des lacs dépourvus de sources ponctuelles de mercure à proximité. Ces concentrations sont conformes au scénario dans lequel des taux élevés de contamination au mercure ne survenaient plus pendant la période simulée, car on prévoit que la colonne d'eau réagisse aux changements des charges de mercure sur une échelle de mois. Les données permettant d'établir les tendances temporelles du mercure dans le poisson n'étaient pas disponibles. Si les concentrations de mercure dans le poisson reproduisaient la baisse de concentrations de mercure dans les sédiments, jusqu'à ce que les sédiments retournent aux concentrations de fond (ordre de grandeur plus faible ou supérieur), les concentrations de fond de mercure dans le poisson seraient finalement beaucoup plus faibles (p. ex. 0,02 à 0,03 µg g⁻¹ pour un grand brochet adulte) par rapport à ce qui est actuellement observé. Bien que cela soit plausible, ces concentrations seraient très faibles. Par ailleurs, il est possible que les matières solides sédimentaires ne soient pas un bon indicateur

des tendances du mercure inorganique qui subit une méthylation. Si la concentration de mercure biodisponible est plus étroitement liée à la tendance de mercure dans les eaux de surface (p. ex. si la méthylation dans la colonne d'eau est beaucoup plus importante), une future méthylation et des concentrations de mercure dans le poisson pourraient ne pas diminuer autant que les concentrations de mercure dans les sédiments. C'est pourquoi il est actuellement difficile de prédire les tendances des concentrations de mercure dans le poisson des décennies plus tard et aucune prévision de tendances

ou d'avantages futurs de scénarios de contrôle des émissions n'a donc été incluse dans les sections suivantes relatives au lac Phantom. La capacité de formuler de meilleures prévisions pour le lac Phantom sera révélée à mesure que la compréhension scientifique des bassins de mercure qui sont disponibles pour la méthylation s'améliorera.

Une analyse de sensibilité a été effectuée pour la simulation par le modèle D-MCM du lac Harp. Les concentrations prévues de Hg²⁺ inorganique dans les eaux de surface dans le lac Harp étaient

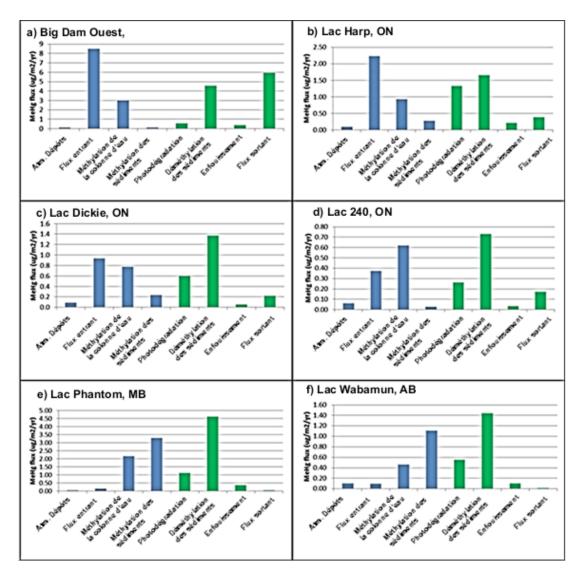


FIGURE 9.29 Sources et puits de méthylmercure (MeHg) prévus par le modèle dynamique des cycles de mercure dans les six lacs de l'étude pour la période allant de 2000 à 2006. Les flux sont exprimés en μg m⁻² par an⁻¹. Les valeurs représentent les moyennes des données de sortie mensuelles après une partie de simulation de préparation de 102 ans, à l'exception du lac Phantom qui a été simulé de 1990 à 2010, sans préparation.

surtout sensibles à l'incertitude associée au taux de sédimentation de masse, au carbone organique dissous et au pH dans la colonne d'eau, aux charges de mercure externes et aux taux de photoréduction de Hg²⁺. Les concentrations de méthylmercure dans le grand brochet âgé de cinq à six ans étaient sensibles à l'incertitude liée à la photodégradation de méthylmercure, aux facteurs de bioaccumulation (FBA) pour le phytoplancton et le zooplancton, aux charges de méthylmercure des cours d'eau et aux paramètres d'entrée relatifs à la méthylation (constante du taux de méthylation, décomposition des particules, carbone organique dissous des eaux interstitielles). L'incertitude liée aux taux de croissance et aux régimes alimentaires des poissons avait également de l'influence.

9.6.4 Cycles de mercure du point de vue des écosystèmes

Les six écosystèmes modélisés englobent une large variété de caractéristiques physiques et chimiques et varient en fonction de leur proximité aux sources d'émissions de mercure (section 9.4). Les taux des dépôts atmosphériques de mercure simulés reflétaient les valeurs régionales de fond de quatre lacs (environ 3 à 9 µg m⁻² par an⁻¹), tandis que le lac Phantom a été influencé par le passé par des sources ponctuelles historiques de mercure et les dépôts demeurent élevés dans le lac Wabamun (environ 30 µg m⁻² par an⁻¹ prévus par le modèle GRAHM).

Le devenir du mercure déposé dans les six écosystèmes simulés avec les modèles GRAHM, INCA-Hg et D-MCM est résumé à la figure 9.27. La moyenne des flux simulés est établie pour la période s'étalant de 2000 à 2006 (exprimée en g de mercure par an⁻¹). Il est prévu que la majeure partie du mercure déposé dans les systèmes terrestres soit retenue (78 à 94 %), la volatilisation et le ruissellement terrestres étant des mécanismes d'élimination lents. En conséquence, le renouvellement du mercure dans les bassins versants terrestres était lent (potentiellement des siècles) et la majeure partie du mercure actuellement exporté n'était pas du mercure récemment déposé.

Les différences liées aux caractéristiques des écosystèmes avaient des conséquences importantes sur le transport, le cycle et la bioaccumulation du mercure dans les simulations. L'importance relative des dépôts atmosphériques directs et des apports terrestres en mercure variait largement entre les lacs modélisés, principalement en raison de différences liées à l'hydrologie et aux rapports entre la taille du bassin versant et la superficie du lac. On a estimé que le lac Wabamun recevait près de 95 % de sa charge de mercure par dépôt direct dans le lac, tandis que l'inverse était observé pour Big Dam (ouest) (environ 95 % en raison de déversements de cours d'eau) (figure 9.28). Les sources d'approvisionnement en méthylmercure variaient aussi largement, les apports des cours d'eau étant la principale source pour le lac Big Dam (ouest) (environ 70 %), tandis que la méthylation dans le lac était la principale source de méthylmercure prévue pour le lac Wabamun (figure 9.29). Bien que les efficacités de méthylation des écosystèmes varient, la principale raison de la variabilité de l'importance des charges de méthylmercure était liée aux débits et au rapport entre la superficie du bassin versant et la superficie du lac. On prévoyait que les dépôts atmosphériques directs de méthylmercure seraient une condition de source faible pour tous les lacs modélisés.

Les principaux types de perte de mercure dans les lacs de l'étude étaient l'enfouissement, la volatilisation et le débit sortant, dont on prévoit que chacun serait le mécanisme d'élimination le plus important dans au moins un des lacs. Ces processus sont importants, car ils influencent la rapidité avec laquelle les concentrations de mercure peuvent baisser dans les lacs, une fois que la charge de mercure est réduite. Le débit sortant était surtout important dans le lac Big Dam (ouest) en raison du taux élevé du débit d'eau. L'enfouissement était important dans tous les autres lacs modélisés et dominait tous les flux dans le lac Phantom (intrants et extrants) en raison de l'enfouissement continu de la contamination existante. Les taux de volatilisation provenant des lacs sont incertains, notamment sur une large plage de pH, mais ils ont été simulés pour être comparables aux pertes de mercure par enfouissement dans les lacs Harp et Dickie.

Les concentrations observées et simulées de mercure total et de méthylmercure dans les eaux de surface des lacs de l'étude, notamment les lacs Phantom et Wabamun, étaient comprises dans la gamme naturelle de variabilité des lacs canadiens. Les concentrations de mercure dans les sédiments ont fait apparaître des signes évidents de contamination dans le lac Phantom (> 13 000 ng g⁻¹). La combinaison de contamination évidente dans les sédiments, mais pas dans la colonne d'eau du lac Phantom semblait indiquer qu'une contamination historique était survenue, mais qu'elle s'était arrêtée lorsque l'échantillonnage dans la colonne d'eau avait été effectué en 2009-2010. ou qu'il manquait des périodes de charges et de concentrations élevées de mercure dans la colonne d'eau dans l'échantillonnage limité de la colonne d'eau. L'hypothèse précédente est plus probable.

9.7 RÉACTIONS DES ÉCOSYSTÈMES AUX CHANGEMENTS DES ÉMISSIONS DE MERCURE

9.7.1 Scénarios de réduction des émissions

Onze scénarios de réduction des émissions de mercure ont été étudiés dans la présente étude (tableau 9.6). Le scénario 1, dit de référence, utilisait la meilleure estimation actuelle d'émissions anthropiques, terrestres et océaniques pour 2006 (se reporter à la section 9.6.1). Dans les autres scénarios, les émissions anthropiques étaient réduites selon différents systèmes.

Dans les scénarios deux à cinq, un taux de captage de 90 % du mercure émis à partir de centrales thermiques alimentées au charbon est imposé dans diverses régions du monde. Certaines centrales captant déjà le mercure à divers degrés, cela ne représente pas une réduction de 90 % des émissions

TABLEAU 9.6 Scénarios de réduction des émissions de mercure

Numéro de scénario	Description du scénario								
1	Meilleure estimation des émissions pour 2006	Référence							
2	Taux de captage de 90 % du mercure émis par des centrales thermiques alimentées au charbon au Canada	Can90							
3	Taux de captage de 90 % du mercure émis par des centrales thermiques alimentées au charbon aux États-Unis	USA90							
4	Taux de captage de 90 % du mercure émis par des centrales thermiques alimentées au charbon en Asie	Asia90							
5	Taux de captage de 90 % du mercure émis par des centrales thermiques alimentées au charbon au Canada, aux États-Unis et en Asie	CUA90							
6	Réduction maximale techniquement faisable : appliquée à l'échelle mondiale aux émissions anthropiques de mercure	RMTF							
7	Réduction de 50 % de toutes les émissions anthropiques de mercure au Canada	Can50							
8	Réduction de 50 % de toutes les émissions anthropiques de mercure aux États-Unis	USA50							
9	Réduction de 50 % de toutes les émissions anthropiques de mercure en Asie	Asia50							
10	Réduction de 50 % de toutes les émissions anthropiques de mercure en Europe	Eu50							
11	Réduction de 50 % de toutes les émissions anthropiques de mercure à l'échelle mondiale	World50							

de mercure provenant de toutes les centrales thermiques alimentées au charbon dans la région indiquée. Au Canada et aux États-Unis où le taux de captage actuel est connu pour chaque centrale thermique alimentée au charbon, la réduction des émissions varie en fonction de la centrale. Pour les 21 centrales thermiques alimentées au charbon au Canada, la réduction des émissions varie de 50 % à 90 %. Dans l'ensemble, les émissions provenant de ce secteur sont réduites au Canada de 83 % pour passer de 2,0 à 0,3 Mg par an⁻¹. Pour les 476 centrales thermiques alimentées au charbon aux États-Unis, la réduction des émissions varie de 1 % à 100 %. Dans l'ensemble, les émissions provenant de ce secteur aux États-Unis sont réduites de 42 à 6,3 Mg par an-1 ou de 85 %. Ces réductions des émissions correspondent à des réductions des émissions anthropiques totales de mercure au Canada et aux États-Unis de 21 % et de 38 %, respectivement. Les émissions anthropiques mondiales de mercure sont réduites de moins de 2 % dans le cadre de ces deux scénarios.

En Asie, les taux de captage ne sont pas bien connus actuellement. Par conséquent, on suppose qu'un taux de captage de 25 % existe actuellement dans toutes les centrales thermiques alimentées au charbon et la réduction des émissions est jugée identique dans toutes les centrales. L'augmentation présumée du taux de captage dans les centrales thermiques alimentées au charbon de 25 % à 90 % correspond à une réduction dans le secteur des centrales thermiques alimentées au charbon asiatiques de 87 % ou de 265 Mg par an-1. Dans le cadre de ce scénario de réduction des émissions, les émissions totales asiatiques et mondiales anthropiques de mercure sont réduites de 21 % et de 14 %, respectivement.

Les scénarios deux à cinq ont été élaborés en raison du taux de captage du mercure par toutes les centrales thermiques alimentées au charbon de 90 %, imposé par l'Environmental Protection Agency des États-Unis, à partir d'avril 2012 (USEPA, 2011). Une mise en œuvre est requise dans un délai de quatre ans. L'application du taux de captage de 90 % à chaque région du monde fournit une estimation des répercussions que la mise en œuvre du taux de captage de 90 % par chaque région aura sur l'environnement canadien.

Le scénario six, la réduction maximale techniquement faisable (RMTF), a été décrit par Pacyna *et al.* (2010). Ce scénario suppose que toutes les méthodes technologiques disponibles de réduction des émissions anthropiques de mercure sont mises en œuvre à l'échelle mondiale dans tous les secteurs. Le coût de mise en œuvre est relégué au second plan. Par conséquent, le scénario de réduction maximale techniquement faisable représente la réduction maximale possible des émissions de mercure et des rejets de mercure actuellement dans tous les milieux naturels. À l'échelle mondiale, les émissions anthropiques de mercure dans l'air sont réduites de 55 % ou de 1 063 Mg par an-1.

Dans les scénarios sept à onze, les émissions de mercure provenant de toutes les sources anthropiques sont réduites de 50 % dans toutes les régions, peu importe le secteur de la source et la technologie actuellement appliquée. Ces scénarios représentent le mieux les expériences théoriques. Bien que la réduction totale des émissions anthropiques à l'échelle mondiale soit comparable entre les scénarios de réduction maximale techniquement faisable et World50 (55 % et 50 %), la répartition géographique des réductions des émissions est différente. Dans le scénario de réduction maximale techniquement faisable, les réductions des émissions sont plus importantes dans les régions où les technologies actuelles de contrôle des émissions sont moins évoluées. Les scénarios sept à onze réduisent les émissions anthropiques mondiales de 3.8 Mg par an-1 ou de 0,2 % (scénario sept, Canada), 48 Mg par an-1 ou de 2,5 % (scénario huit, États-Unis), 74 Mg par an-1 ou de 3,9 % (scénario dix, Europe), 633 Mg par an-1 ou de 33 % (scénario neuf, Asie) et de 962 Mg par an-1 ou de 50 % (scénario 11, monde).

Les scénarios de réduction des émissions de mercure ont été menés en appliquant la réduction des émissions déterminée par un scénario donné à la fin de 2006 (tableau 9.7). Étant donné que les émissions de mercure provenant de la fonderie de Flin Flon près du lac Phantom diminuaient jusqu'à zéro en 2010, une deuxième série de simulations du modèle GRAHM a été exécutée, selon laquelle des réductions des émissions ont été appliquées à la fin de 2010, de sorte que les répercussions des scénarios de réduction des

TABLEAU 9.7 Émissions anthropiques de mercure dans le cadre de scénarios de réduction des émissions

Numéro de scénario	Nom du scénario	Région	Émissions en 2006 (Mg par an ⁻¹)	Émissions dans le cadre du scénario (Mg par an ⁻¹)	Réduction des émissions dans le cadre des scénarios (Mg par an ⁻¹)	Réduction des émissions dans le cadre des scénarios (en %)					
Par secte	ır d'émissio	n : centrales thermiques alime	ntées au char	bon							
2	Can90	Centrale thermique alimentée au charbon : Canada	2,0	0,3	1,6	83					
3	USA90	Centrale thermique alimentée au charbon : États-Unis	42	6,3	36	85					
4	Asia90	Centrale thermique alimentée au charbon : Asie	305	41	265	87					
5	CUA90	Centrale thermique alimentée au charbon : Canada + États- Unis + Asie	350	47	302	86					
En ce qui	En ce qui concerne les émissions anthropiques régionales										
2	Can90	Canada	7,6	6,0	1,6	21					
3	USA90	États-Unis	96	60	36	38					
4	Asia90	Asie	1 266	1 001	265	21					
5	CUA90	Canada + États-Unis. + Asie	1 369	1 067	302	22					
7	Can50	Canada	7,6	3,8	3,8	50					
8	USA50	États-Unis	96	48	48	50					
9	Asia50	Asie	1 266	633	633	50					
10	Eu50	Europe	149	74	74	50					
En ce qui	concerne le	s émissions anthropiques mond	diales								
2	Can90	À l'échelle mondiale	1 924	1 923	1,6	0,1					
3	USA90	À l'échelle mondiale	1 924	1 888	36	1,9					
4	Asia90	À l'échelle mondiale	1 924	1 660	265	14					
5	CUA90	À l'échelle mondiale	1 924	1 622	302	16					
6	RMTF	À l'échelle mondiale	1 924	861	1 063	55					
7	Can50	À l'échelle mondiale	1 924	1 921	3,8	0,2					
8	USA50	À l'échelle mondiale	1 924	1 876	48	2,5					
9	Asia50	À l'échelle mondiale	1 924	1 291	633	33					
10	Eu50	À l'échelle mondiale	1 924	1 850	74	3,9					
11	World50	World	1 924	962	962	50					

émissions pour le lac Phantom étaient actuelles. Les modèles atmosphériques, terrestres et aquatiques ont été exécutés de 1840 à 2006 au départ, puis ils ont été poursuivis dans le cadre de scénarios de réduction des émissions pour 150 autres années. Le scénario de référence lui-même a aussi été poursuivi après 2006, sans changer les émissions, afin de fournir une référence pour l'analyse des répercussions des scénarios de réduction des émissions sur les concentrations de mercure dans les écosystèmes de

l'étude. La simulation sans changement des émissions à l'avenir représente un scénario sans mesure et est appelée « simulation sans mesure » ou « simulation de référence ».

Cinquante ans de météorologie ont été représentés en randomisant les années météorologiques de 1990 à 2006. Cette série de 50 années de météorologie a été répétée trois fois (150 ans) pour exécuter les modèles de 2006 à 2156 en vertu de chaque scénario. Cela a

permis d'éviter des changements systématiques en matière de météorologie au fil du temps qui auraient influencé les résultats du modèle. L'avantage d'utiliser une météorologie aléatoire est que la variabilité interannuelle est maintenue et les résultats du modèle ne sont pas biaisés à l'égard d'une année particulière. Une autre raison d'utiliser la météorologie aléatoire est qu'elle permet de réduire au minimum l'influence des changements climatiques sur les simulations du modèle, de sorte que les répercussions de la réduction seule des émissions anthropiques peut être analysée.

9.7.2 Résultats du modèle régional et international sur les métaux lourds atmosphériques (GRAHM) avec les contrôles des émissions

Tous les scénarios de réduction des émissions de mercure ont été simulés par le modèle GRAHM. Les concentrations de mercure gazeux total atmosphérique et les dépôts bruts totaux de mercure prévus pour chaque écosystème selon chaque scénario sont fournis dans le tableau 9.8. La movenne de ces concentrations et taux de dépôts bruts est établie pour l'ensemble des bassins versants. Les dépôts de mercure sur les surfaces terrestres étaient deux à cinq fois supérieurs aux dépôts sur la surface de l'eau. Les dépôts de mercure élémentaire gazeux dominaient les dépôts de mercure gazeux réactif et de mercure particulaire total sur les zones de végétation. Cependant, une partie importante des dépôts de mercure élémentaire gazeux s'est aussi rapidement revolatilisée (figure 9.27). En 2006 (l'année de référence, sauf pour le lac Phantom), les concentrations simulées de mercure gazeux total atmosphérique étaient supérieures à celles des deux emplacements touchés par des sources locales d'émissions anthropiques de mercure, Phantom (2,14 ng m⁻³) et Wabamun (2,01 ng m⁻³). Parmi les régions moins touchées par les émissions anthropiques locales de mercure, les concentrations simulées de mercure gazeux total atmosphérique étaient les plus élevées dans les lacs Harp et Dickie (1,69 ng m⁻³). Les dépôts simulés dans le bassin versant du lac Wabamun (118 µg m⁻² par an⁻¹) en 2006 étaient 3,2 fois plus élevés que ceux dans le bassin versant du lac Phantom (37 µg m⁻² par an⁻¹). Les dépôts plus élevés observés à

Wabamun étaient dus à la proximité des émissions actives de mercure provenant de centrales thermiques alimentées au charbon. Les émissions primaires de Hg2+ provenant des centrales contribuaient à des dépôts secs importants dans le site des simulations. Les concentrations de mercure gazeux total prévues dans le lac Phantom étaient influencées par des émissions de mercure provenant de la fonderie et par des réémissions élevées de mercure élémentaire gazeux autour du site provenant de dépôts historiques élevés de mercure dans la région depuis le début des activités de fonderie. Parmi les trois régions restantes, les dépôts simulés de mercure dans le bassin versant étaient similaires à Harp et Dickie (28 µg m⁻² par an 1) ainsi qu'à Big Dam (ouest) (27 µg m⁻² par an⁻¹) et inférieurs dans le lac 240 (21 ug m⁻² par an⁻¹). Fait intéressant, la concentration estimée de mercure gazeux total atmosphérique à Phantom diminuait de 7,4 % de 2006 à 2010, tandis qu'il était prévu que les dépôts de mercure diminuent de 44 % durant la même période.

Dans le cadre des scénarios de réduction des émissions de mercure, le modèle GRAHM a prédit que les concentrations atmosphériques de mercure gazeux total et les dépôts de mercure dans les emplacements d'écosystèmes éloignés diminueraient dans une moindre mesure par rapport aux émissions anthropiques mondiales de mercure (tableau 9.9; figure 9.30). Cela est attendu, étant donné que les émissions anthropiques représentent environ un tiers des émissions mondiales de mercure (Durnford et al., 2010). Les réductions en pourcentage du mercure atmosphérique des écosystèmes, dans le cadre des scénarios Can90 (environ 0,1 %) et Can50 (environ 0,4 %), sont supérieures ou égales aux réductions en pourcentage des émissions anthropiques mondiales (0,1 % et 0,2 %, respectivement). Cela révèle l'importance de sources locales et régionales de mercure atmosphérique (nota : la réponse du mercure atmosphérique dans un endroit donné n'est pas liée de façon linéaire au changement des émissions mondiales de mercure). Compte tenu de l'importance démontrée des sources locales de mercure. les scénarios USA90 et USA50 devraient aussi présenter des effets disproportionnés sur le mercure atmosphérique dans les emplacements canadiens des écosystèmes. En effet, la réduction en pourcentage du

TABLEAU 9.8 Concentrations (ng m⁻³) de la concentration de mercure gazeux total (MGT) atmosphérique et de dépôts de mercure total (μg m⁻² par an⁻¹) dont la moyenne est établie sur l'ensemble des bassins versants, selon les scénarios des émissions de mercure, après que l'atmosphère a complètement répondu aux changements des émissions anthropiques

Scénario	Big Dam (ouest)		Harp et Dickie		Lac 240 de la région des lacs expérimentaux		Phantom		Wabamun	
	MGT	Dépôt	MGT	Dépôt	MGT	Dépôt	MGT	Dépôt	MGT	Dépôt
Scénario de référence 2006	1,47	25.7	1,69	28,2	1,47	21,2	2,14	36,7	2,01	118,5
Scénario de référence 2010	-	-	_	-	-	_	1,98	20,6	_	-
Can90	1,47	25,6	1,69	28,1	1,47	21,2	1,98	20,6	1,95	33,3
USA90	1,45	25,2	1,66	27,4	1,46	20,9	1,96	20,4	1,99	118,3
Asia90	1,40	24,5	1,62	26,9	1,40	20,2	1,88	19,6	1,91	117,6
CUA90	1,38	24,1	1,58	26,2	1,38	19,8	1,86	19,4	1,85	32,3
MFTR	1,15	20,0	1,31	21,4	1,15	16,8	1,56	16,1	1,54	58,9
Can50	1,46	25,6	1,69	28,0	1,47	21,1	1,96	20,4	1,96	68,2
USA50	1,44	25,1	1,65	27,3	1,45	20,8	1,95	20,3	1,99	118,3
Asia50	1,33	23,2	1,53	25,6	1,32	19,1	1,78	18,6	1,81	116,6
Eu50	1,44	25,3	1,66	27,8	1,45	20,9	1,94	20,3	1,97	118,2
World50	1,21	21,1	1,39	23,1	1,21	17,5	1,58	16,8	1,63	65,1

TABLEAU 9.9 Réductions (%) de la concentration de mercure gazeux total (MGT) atmosphérique et des dépôts de mercure total dont la moyenne est établie sur l'ensemble du bassin versant, dans le cadre de scénarios des émissions de mercure

Scénario	Big Dam (ouest)¹		Harp et Dickie ^a		Lac 240¹ de la région des lacs expérimentaux		Phantom ²		Wabamun¹		Réduction du mercure	Pourcentage ⁴
	MGT	Dépôt	MGT	Dépôt	MGT	Dépôt	MGT	Dépôt	MGT	Dépôt	atmos- phérique³	
Can90	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	2,7	72	0,1	139
USA90	1,3	1,7	1,8	2,6	1,3	1,6	0,9	1,0	0,7	0,1	1,5	81
Asia90	4,5	4,5	4,6	4,4	4,8	4,7	4,9	4,7	4,7	0,7	4,6	34
CUA90	5,9	6,3	6,5	7,0	6,2	6,4	5,8	5,8	8,1	73	6,2	40
RMTF	22	22	23	24	22	21	21	22	23	50	22	40
Can50	0,3	0,3	0,4	0,5	0,3	0,3	0,7	0,7	2,3	42	0,4	216
USA50	1,9	2,4	2,5	2,9	1,8	2,0	1,3	1,3	1,1	0,2	2,0	81
Asia50	9,6	9,5	9,7	9,2	10,2	9,8	10,2	9,7	10,0	1,6	9,7	30
Eu50	1,7	1,5	1,7	1,4	1,8	1,5	1,9	1,5	1,7	0,2	1,6	42
World50	17	18	18	18	18	17	20	18	19	45	18	36

¹par rapport au scénario de référence de 2006; ²par rapport au scénario de référence de 2010; ³Wabamun ne contribue pas à ce calcul – dépôts et mercure gazeux total combinés; ⁴Réduction en pourcentage des dépôts dans le bassin versant et du mercure gazeux total divisée par la réduction en pourcentage des émissions anthropiques mondiales (exprimées en pourcentage)

mercure atmosphérique des écosystèmes représentait habituellement environ 81 % de la réduction des émissions anthropiques mondiales de mercure, dans le cadre de ces scénarios. Dans le cadre des scénarios restants, la réduction du mercure des écosystèmes varie de 30 à 42 % de la réduction des émissions anthropiques mondiales de mercure.

Dans le cadre des scénarios Can90, USA90, Asia90, Can50, USA50 et Eu50, les concentrations et dépôts atmosphériques de mercure sont habituellement réduits de moins de 5 % (tableau 9.9). Les seuls scénarios dans le cadre desquels la réduction du mercure atmosphérique des écosystèmes dépasse 5 % sont CUA90 (environ 6 %), Asia50 (environ 10 %), World50 (environ 18 %) et réduction maximale techniquement faisable (environ 22 %). Les scénarios CUA90, World50 et réduction maximale techniquement faisable réduisent tous les émissions locales à des degrés divers. L'effet important du scénario Asia50, qui n'a pas de répercussions sur les sources locales de mercure, s'explique par les estimations élevées des émissions asiatiques (1 266 Mg par an-1 de

mercure par l'entremise de processus anthropiques ou 66 % des émissions annuelles mondiales anthropiques de mercure [tableau 9.7]) par rapport à d'autres régions sources.

La réponse du mercure atmosphérique dans les emplacements des écosystèmes aux scénarios de réduction des émissions de mercure peut être extrêmement variable. La réponse à Wabamun était la plus atypique (tableau 9.9). À Wabamun, la réduction des concentrations de mercure gazeux total ou de dépôts de mercure était significativement plus élevée par rapport aux autres écosystèmes. dans le cadre des scénarios Can90, CUA90, RMTF, Can50 et World50, en raison de la proximité des émissions anthropiques canadiennes de mercure à Wabamun. Le mercure atmosphérique dans les régions de Harp et Dickie avait une plus grande influence à partir des émissions anthropiques de mercure aux États-Unis. Une plus forte baisse de la concentration et des dépôts de mercure a donc été estimée pour les scénarios USA90, USA50, par rapport à d'autres sites.

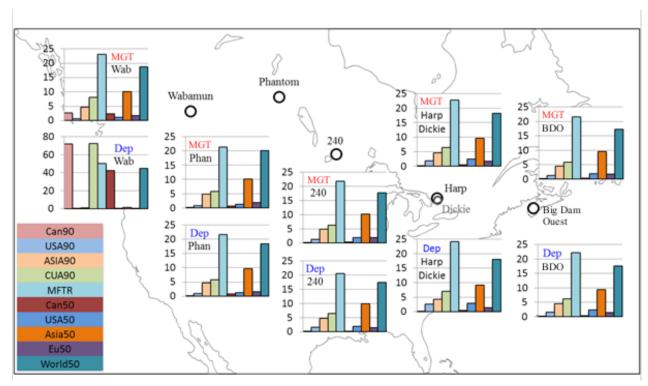


FIGURE 9.30 Réductions (%) de la concentration de mercure gazeux total (MGT) atmosphérique et des dépôts de mercure dont la moyenne est établie sur l'ensemble du bassin versant dans les emplacements des écosystèmes, dans le cadre des scénarios des émissions de mercure. L'ordre et les couleurs des barres suivent la légende. Noter la gamme différente de l'axe des ordonnées concernant les dépôts dans le lac Wabamun.

Le temps de séjour du mercure dans l'atmosphère étant d'environ un an, la majeure partie de la réduction du mercure atmosphérique est survenue un an suivant les simulations (environ 85 %). Environ cinq années ont été nécessaires pour que l'atmosphère réponde totalement aux changements des émissions. Les réductions des émissions anthropiques devraient réduire les réémissions de mercure provenant des terres et de l'océan à diverses échelles temporelles, en fonction de la surface. Actuellement, le modèle GRAHM n'inclut pas les répercussions des changements des émissions anthropiques sur les réémissions provenant de l'océan et des sols. Cependant, les réémissions du mercure à partir des surfaces de neige ou de glace comprennent l'effet des changements des dépôts (par conséquent des émissions) dans le modèle GRAHM.

Le scénario de contrôle des émissions de réduction maximale techniquement faisable a donné lieu à la plus importante réduction de dépôts de mercure (20 à 24 %) des écosystèmes canadiens éloignés examinés dans la présente étude. D'autres scénarios de réduction des émissions ont donné lieu à des changements de moins de 10 % des dépôts de mercure dans les écosystèmes éloignés. Le scénario de réduction maximale techniquement faisable a ensuite été appliqué au cycle de mercure dans les systèmes terrestres et aquatiques afin d'étudier la réponse de l'ensemble de l'écosystème aux contrôles des émissions anthropiques. Les résultats sont présentés dans les sections suivantes.

9.7.3 Résultats du modèle intégré des bassins versants (INCA) pour le mercure avec les contrôles des émissions

Les simulations du modèle INCA-Hg de futurs scénarios ont été effectuées pendant 150 ans, de 2007 à 2156, sauf pour le bassin versant de Phantom, pour lequel les simulations ont commencé en 2011. Dans de nombreux écosystèmes, les flux de mercure du bassin versant au lac, dans le cadre des scénarios, avaient tendance à continuer à augmenter, malgré la diminution des émissions. Cela semble indiquer que les bassins versants n'étaient pas actuellement à l'état stable en ce qui a trait aux

dépôts de mercure. Les flux de mercure simulés du bassin versant avaient généralement tendance a connaître une première réaction rapide, mais réduite, suivie d'une réaction à long terme très lente. Par exemple, l'exportation du mercure dans le lac 240 diminuait, dans le cadre du scénario de réduction maximale techniquement faisable, d'environ 2 % par rapport au scénario de référence, au cours des quelques premières années suivant les réductions des émissions. Cette baisse était ensuite suivie d'une diminution continue d'environ 3 % en 2156. La première réaction rapide était due à l'exportation de l'eau qui ne se mélangeait pas complètement dans les sols. Pour parvenir à la réaction complète, soit une réduction de 20 % de l'exportation dans le bassin versant, ce qui correspond à peu près à l'ampleur de la réduction prévue concernant les dépôts atmosphériques, dans le cadre du scénario de réduction maximale techniquement faisable pour le lac 240, environ 900 ans seraient nécessaires. Les temps de réponse prévus étaient supérieurs à 1 000 ans dans les cinq autres écosystèmes.

La simulation de la réponse des flux de mercure dans le bassin versant, dans le cadre de scénarios de réduction des émissions par le modèle INCA-Hg contient plusieurs sources d'incertitude. Il est possible que les temps de réponse prévus par le modèle INCA-Hg soient surestimées. La compréhension des processus contrôlant le cycle du mercure dans les systèmes terrestres est loin d'être exhaustive et aucun enregistrement à long terme n'existe concernant les données sur le mercure des cours d'eau observés nécessaires pour évaluer et optimiser le rendement du modèle pour de longues simulations. Ces incertitudes. bien qu'elles ne soient peut-être pas critiques dans des simulations de modèles plus courtes, peuvent entraîner d'importantes incertitudes dans des simulations et des temps de réponse simulés plus longs. Un facteur déterminant du temps de réponse prévu lent aux changements des dépôts de mercure était les tailles importantes des bassins de mercure dans le sol dans des zones de faible mobilité. Dans le modèle INCA-Hg, la partie de mercure attribuée aux couches supérieures et inférieures du sol contrôle la fraction de mercure qui est plus réactive et mobile. Cet aspect du modèle exige une orientation plus détaillée. Cependant, les temps de réponse estimés

sont conformes aux prémisses générales exposées dans les ouvrages scientifiques et selon lesquelles les réponses dans le bassin versant aux changements de dépôts de mercure seront lentes en raison de l'étendue du bassin de mercure dans le sol. Le manque de compréhension des processus, de la chimie et des mesures du mercure dans le système terrestre s'est avéré être la source la plus importante d'incertitude dans la présente étude.

9.7.4 Estimation des taux de réponse terrestres à l'aide de carottes de sédiments

Comme cela a été mentionné à la section précédente, le modèle INCA-Hg est un modèle de développement. Les données nécessaires pour limiter les prédictions du modèle INCA-Hg sont peu nombreuses et le taux de réponse des concentrations de mercure dans les systèmes terrestres après les changements des dépôts atmosphériques est incertain. Les carottes de sédiments enregistrent l'historique d'accumulation du mercure dans les sédiments et offrent un aperçu

de l'exportation terrestre du mercure dans certains lacs ainsi que des temps de réponse entre le dépôt de mercure et l'exportation terrestre du mercure.

On a émis l'hypothèse selon laquelle les changements relatifs des taux d'accumulation de mercure dans les sédiments en ces temps modernes sont proportionnels aux changements des taux de déversement global de mercure dans un lac. On a supposé que la charge globale de mercure dans un lac comprenait des composantes liées aux charges atmosphériques et terrestres. Les temps de réponse étant liés au cycle de mercure terrestre, les déversements de mercure terrestres et atmosphériques dans les lacs ne changent pas au même rythme. On a supposé que les estimations de dépôts atmosphériques de mercure provenant du modèle GRAHM étaient fiables. Il a ensuite été possible de réestimer les déversements terrestres de mercure dans un lac de sorte que le changement relatif de la charge globale dans le lac correspondrait aux changements relatifs d'accumulation de mercure observés dans les sédiments (figure 9.31). L'utilisation de changements relatifs, au lieu de

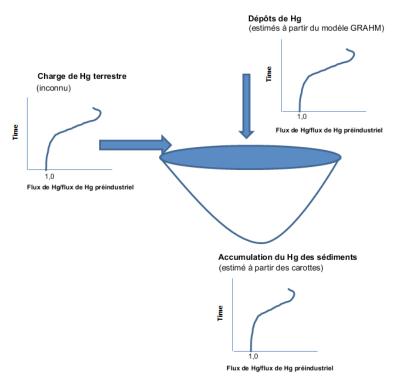


FIGURE 9.31 Diagramme conceptuel montrant l'approche utilisée pour estimer le temps de réponse terrestre aux changements des dépôts atmosphériques de mercure à l'aide de carottes sédimentaires.

flux absolus de mercure, a permis de réduire les problèmes liés au fait que 1) seulement une partie de la charge globale de mercure dans les lacs est acheminée vers les sédiments (le mercure est aussi perdu au moment d'une libération et dans un débit sortant) et que 2) le flux absolu pour une carotte n'est pas nécessairement représentatif du taux moyen d'accumulation des sédiments à l'échelle du lac, en raison des effets concentrés.

On a supposé également que d'autres facteurs pertinents pour l'exportation terrestre de mercure et les taux d'accumulation dans les sédiments n'ont pas changé avec le temps. Si des carottes datées indiquaient que les taux de sédimentation de masse changeaient sensiblement avec le temps, dans un site particulier, l'approche n'était pas utilisée. D'autres facteurs, tels que l'utilisation des terres et les changements climatiques pourraient aussi toucher la libération du mercure à partir des bassins versants et les taux d'accumulation dans les sédiments ainsi que contribuer à l'incertitude liée aux résultats décrits ici.

Les étapes utilisées dans l'analyse étaient les suivantes :

- Les carottes de sédiments ont été obtenues avec des taux datés d'accumulation du mercure. Les flux de mercure ont été normalisés selon des taux préindustriels mesurés dans les carottes.
- Les estimations du modèle GRAHM ont été obtenues des dépôts atmosphériques de mercure sur le lac provenant de l'époque préindustrielle et de l'époque actuelle.
- 3. Les apports terrestres en mercure dans le lac pour la période allant de 1990 à 2006, ont été obtenus en utilisant les résultats du modèle INCA-Hg et ont été étalonnés selon les données de terrain.
- Un modèle de la boîte simple pour les sols, qui prédit les concentrations de mercure dans les sols et le ruissellement avec le temps, a été utilisé. Le modèle a été étalonné de sorte que 1) les concentrations de mercure des temps modernes dans le ruissellement et l'exportation terrestre de mercure dans le lac correspondaient

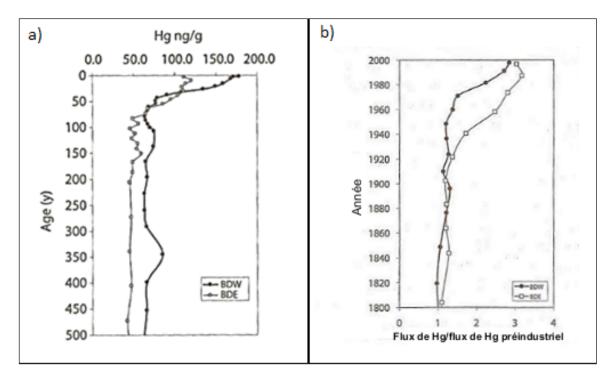


FIGURE 9.32 Profils de mercure dans les carottes de sédiments provenant de Big Dam (est) (BDE) et de Big Dam (ouest) (BDO). D'après Telmer *et al.* (2005) : a) concentrations de mercure pour les sédiments dont l'âge varie, b) augmentations relatives provenant de concentrations préindustrielles (environ en 1800).

raisonnablement aux estimations du modèle INCA-Hg et 2) le changement temporel relatif des déversements combinés terrestres et atmosphériques de mercure dans le lac correspondait au changement relatif des flux observés de mercure dans les sédiments.

Cette analyse a été effectuée pour le bassin versant de Big Dam (ouest). Les profils de mercure dans la carotte de sédiments et les hausses relatives provenant des concentrations préindustrielles ont été obtenus auprès de Telmer, Desjardins et Ferguson (2005) (figure 9.32). Les concentrations observées de mercure dans les sédiments augmentaient environ trois fois plus que les valeurs préindustrielles. L'augmentation comparable des concentrations et des flux de mercure (environ trois fois) semble indiquer que les taux de sédimentation de masse n'avaient pas beaucoup changé durant l'époque moderne.

L'approche du modèle de la boîte simple est présentée à la figure 9.33. Les sols et la végétation ont été traités comme un milieu unique bien mélangé avec le mercure sur des matières solides et en phase dissoute. Bien que le déplacement des dépôts de mercure par l'entremise de la végétation et de la litière dans les sols prenne du temps, on a supposé que cela se produirait relativement rapidement (p. ex. des années) par rapport aux échelles de temps concernées par la réponse globale des sols et de l'exportation du mercure (des décennies ou des siècles). On reconnaît aussi qu'un seul compartiment ne reflète pas le potentiel du mercure à avoir une mobilité différente dans différents horizons du sol. Cependant, le modèle de la boîte n'était pas utilisé pour prédire, de facon mécanistique, la réponse du mercure dans les systèmes terrestres. Il était plutôt utilisé pour déduire de façon empirique le temps de décalage entre les dépôts et l'exportation du mercure qui concorderait avec les tendances d'accumulation du mercure dans les sédiments du lac. La réponse temporelle du système édaphique a été accélérée ou ralentie en modifiant l'épaisseur du sol. Une couche de sol plus épaisse a réagi plus lentement. La répartition du mercure dans le modèle entre les matières solides et la phase dissoute a été ajustée pour aider à faire correspondre les concentrations et flux actuels d'eau de ruissellement de mercure dans le modèle avec les conditions actuelles prévues par

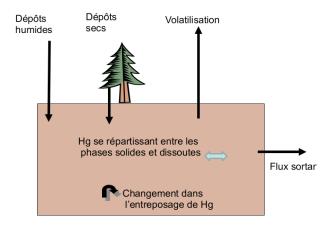


FIGURE 9.33 Diagramme conceptuel du modèle de la boîte pour les sols

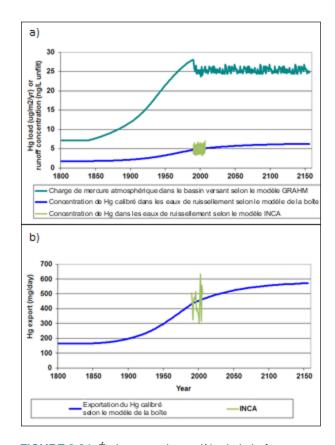


FIGURE 9.34 Étalonnage du modèle de la boîte pour les sols concernant a) la charge de mercure et les concentrations dans les eaux de ruissellement et b) l'exportation du mercure provenant du bassin versant Big Dam (ouest)

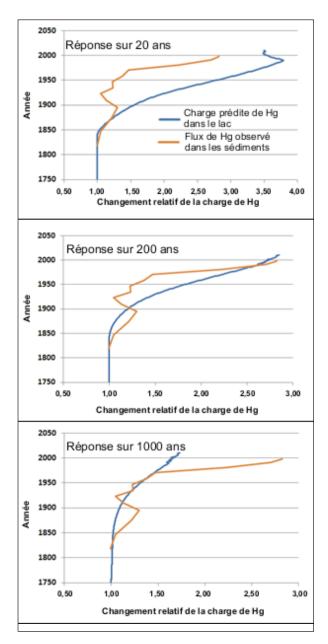


FIGURE 9.35 Augmentations relatives prévues de la charge de mercure pour le lac Big Dam (ouest) à l'aide des temps de réponse terrestres de 20, 200 et de 1 000 ans dans un modèle de la boîte simple pour les sols

le modèle INCA-Hg de 1990 à 2006 (figure 9.34). Une vaste gamme d'épaisseurs de sol a été testée avec le modèle de la boîte pour les sols. Le temps nécessaire pour que le bassin versant réponde aux changements des dépôts atmosphériques (définis comme quatre demi-vies ou environ 94 % de la réaction complète) variait de 20 ans à 1 000 ans (figure 9.35). Le meilleur ajustement entre les changements relatifs des charges de mercure estimées par le modèle et les flux de mercure dans les sédiments a été obtenu en utilisant le temps de réponse terrestre d'environ 200 ans pour le lac Big Dam (ouest). Une réponse de 20 ans entraînait une augmentation trop importante de la charge globale de mercure, tandis qu'une réponse de 1 000 ans produisait une réponse trop lente pour ce bassin versant.

Cette analyse n'était pas possible pour les lacs Harp et Dickie en raison du manque de données sur la carotte de sédiments. De plus, l'analyse n'a pas été jugée appropriée pour le lac Wabamun et les bassins versants du lac 240, car les données sur la carotte de sédiments laissent entendre que des conditions autres que la charge de mercure pourraient aussi avoir changé en ces temps modernes (p. ex. taux de sédimentation de masse) dans ces bassins versants. Dans le cas du lac Phantom, il n'a pas été possible d'étalonner le modèle de sol simple à l'aide des dépôts historiques de mercure du modèle GRAHM afin de produire les concentrations de mercure observées dans les sédiments. Les estimations des dépôts de mercure historiques étaient trop faibles (en raison du manque de connaissance des émissions historiques autour du site) pour reproduire les concentrations de mercure élevées dans les sédiments observées dans le lac Phantom. L'estimation du temps de réponse de 200 ans pour Big Dam (ouest) a donc été utilisée comme une estimation du temps de réponse pour la charge terrestre de mercure dans les eaux de ruissellement pour tous les bassins versants de l'étude. On reconnaît qu'une variabilité importante pourrait exister pour les temps de réponse réels parmi les écosystèmes et la réponse estimée de 200 ans est incertaine. D'autres études fondées sur le modèle ont permis de déduire des temps de réponse des bassins versants allant de décennies à quelques siècles (Sunderl et Jacob, 2010; Hakanson et al., 1988), tandis que les simulations du modèle INCA-Hg prévoyaient des temps de réponse terrestres de l'ordre de 1 000 ans (section 9.7.3).

9.7.5 Simulations de la réduction de charges et réponses des écosystèmes par le modèle dynamique des cycles de mercure (D-MCM)

Les scénarios de réduction maximale techniquement faisable et « sans mesure » (ou scénario de référence) ont été simulés à l'aide du modèle D-MCM pour cing lacs (Big Dam [ouest], Harp, Dickie, lac 240 et Wabamun) afin d'examiner les avantages potentiels des contrôles des émissions sur les concentrations de mercure dans le poisson. Ces simulations ont commencé en 1840. Elles ont imposé des contrôles des émissions à la fin de 2006 et ont prévu des conditions dans un avenir de 150 ans, jusqu'en 2156. Un ensemble identique de simulations a également été effectué, sans contrôle des émissions, afin de fournir un scénario de référence aux fins de comparaison. Les flux terrestres de mercure dans les eaux de ruissellement aux lacs, de 1840 à 2156 pour les scénarios de réduction maximale techniquement faisable et sans mesure ont été estimés à l'aide du modèle de la boîte terrestre simple décrit ci-dessus, en supposant un temps de réponse terrestre de 200 ans fondé sur l'analyse pour le lac Big Dam (ouest). Bien que les taux de réponse réels pour les bassins versants du Programme de réglementation de la qualité de l'air soient incertains, ils sont probablement longs dans tous les cas, c.-à-d. ils représentent au moins des décennies, voire des siècles ou plus. Le taux de réponse de 200 ans a été jugé approprié pour examiner les répercussions des réponses terrestres lentes relatives aux taux de changement des concentrations de mercure dans les lacs de l'étude, y compris le poisson. Les estimations historiques et futures des dépôts atmosphériques de mercure par le modèle GRAHM et des charges terrestres des lacs à partir du modèle de la boîte simple ont été utilisées dans les simulations du modèle D-MCM. Les simulations à long terme de la réponse des concentrations de mercure dans le poisson dans le lac Phantom n'ont pas été effectuées en raison d'incertitudes propres à chaque cas et associées à ce site.

Les changements temporels prévus des dépôts atmosphériques de mercure (à partir du modèle GRAHM), les flux terrestres de mercure dans les eaux de ruissellement (à partir du modèle de la boîte pour

les sols) et les concentrations de méthylmercure dans les poissons gibiers adultes (grand brochet ou doré jaune) à partir du modèle D-MCM sont présentés à la figure 9.36 pour les scénarios de réduction maximale techniquement faisable et « sans mesure ». Les lignes pleines représentent le scénario de réduction maximale techniquement faisable, que les lignes pointillées montrent les prévisions si aucun contrôle des émissions n'était imposé en 2006. Les dépôts atmosphériques de mercure ont augmenté dans tous les scénarios jusqu'en 1990 environ, puis ils ont diminué pour tous les sites, à l'exception de Wabamun. les émissions de mercure à l'échelle mondiale ayant commencé à diminuer. Les dépôts atmosphériques de mercure concernant le lac Wabamun ont continué à augmenter jusqu'en 2006 en raison de l'incidence de la hausse des émissions provenant de centrales électriques locales alimentées au charbon.

Dans tous les cas, les contrôles des émissions étaient avantageux, mais d'importantes différences sont apparues entre les écosystèmes. Les dépôts atmosphériques étaient les plus rapides à répondre aux contrôles des émissions : réduction d'environ 85 % au cours de la première année, réduction d'environ 90 % à la fin de la deuxième année et réduction d'environ 98 % à la fin de la troisième année dans tous les sites.

Les déversements terrestres de mercure dans les lacs continuaient à augmenter dans toutes les simulations en 2006, les systèmes terrestres répondant lentement aux changements des dépôts atmosphériques de mercure. Les contrôles des émissions devraient toujours réduire les charges terrestres de mercure par rapport à l'absence de mesures. Cependant, en termes absolus, certains lacs devraient subir des charges terrestres de mercure accrues après les contrôles des émissions dans le scénario de réduction maximale techniquement faisable, tandis que d'autres lacs seront touchés par des diminutions. Les charges de mercure atmosphérique, même après des contrôles dans le scénario de réduction maximale techniquement faisable, étaient toujours insuffisantes pour certains lacs, si bien que les concentrations de mercure à l'état stable à long terme dans les sols et les eaux de ruissellement des systèmes terrestres étaient aussi élevées, sinon plus, que les concentrations en 2006. La réponse variable parmi les écosystèmes était due à certains systèmes terrestres plus proches que d'autres de l'état stable dans les simulations en 2006. L'exportation du mercure à partir de systèmes terrestres qui étaient plus proches de l'état stable en 2006 serait plus susceptible de diminuer en termes absolus à l'avenir, lorsque des contrôles des émissions seront imposés.

Dans tous les scénarios, le déversement global de mercure dans les lacs comprenait des phases de réponses rapides et lentes après une diminution des dépôts atmosphériques. La phase rapide était liée à des changements des dépôts atmosphériques directs de mercure sur la surface d'un lac. Dans le cas de simulations du modèle INCA-Hg, un petit changement

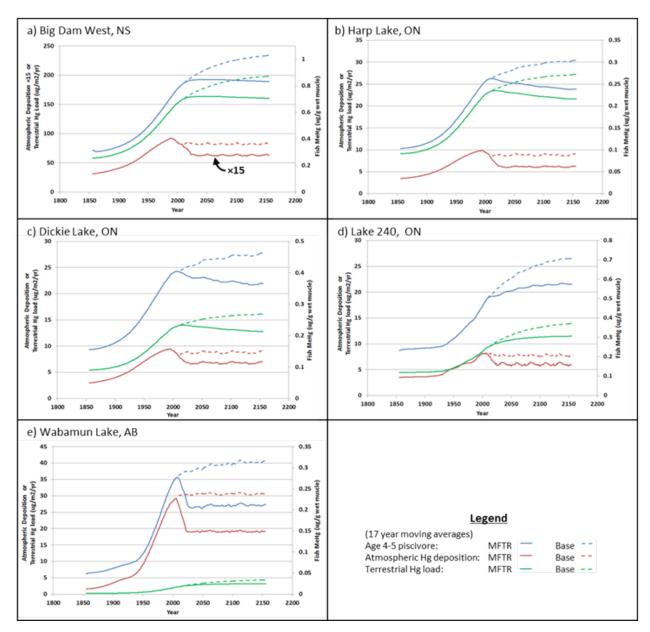


FIGURE 9.36 Déversements externes de mercure (atmosphériques et terrestres) dans les lacs et concentrations de mercure prévues dans le poisson de 1840 à 2156 pour le scénario de référence (aucune mesure) et le scénario de réduction maximale techniquement faisable. Les scénarios ont supposé une réponse terrestre de 200 ans aux changements des dépôts atmosphériques de mercure. Les lignes représentent les moyennes pour les 17 dernières années. Les charges de mercure externes sont fondées sur les moyennes annuelles d'apports mensuels. Les concentrations de mercure dans le poisson sont fondées sur des valeurs à la mi-année chaque année.

initial de la charge de mercure dans les eaux de ruissellement était aussi observé. Il était lié au mercure dans les précipitations qui ne se mélangeait pas complètement dans les sols. Cette réponse terrestre initiale n'était pas présente dans les simulations fondées sur le modèle de sol simple, car des processus hydrologiques détaillés n'étaient pas représentés. La phase de réponse lente de la réponse globale de la charge du mercure était liée au changement retardé de l'exportation terrestre du mercure et prenait environ 200 ans pour se produire complètement, après les changements des dépôts de mercure.

L'importance de phases lentes et rapides de la charge de mercure variait grandement entre les lacs. Les lacs où le dépôt atmosphérique direct était plus important faisaient l'objet d'une réponse initiale plus importante dans les simulations. On a estimé, par exemple, que le lac Wabamun recevait la majeure partie de sa charge de mercure de l'atmosphère (environ 85 à 90 %). Lorsque le dépôt atmosphérique de mercure a été réduit d'environ 31 % en 2007, dans le scénario de réduction maximale techniquement faisable, concernant le lac Wabamun, la charge globale de mercure a diminué relativement rapidement (figure 9.36e). La charge terrestre de mercure a changé très lentement, en revanche, et ne produirait qu'un petit changement supplémentaire progressif des concentrations de mercure dans le poisson après la phase initiale. On a estimé que le déversement de mercure dans le lac Big Dam (ouest) était fortement dominé par des apports terrestres (environ 95 %) en raison du débit d'eau élevé. Lorsque le dépôt atmosphérique de mercure a été réduit, dans le scénario de réduction maximale techniquement faisable concernant le lac Big Dam (ouest), les concentrations de mercure dans le poisson n'ont pas révélé une réponse immédiate notable dans les simulations avec un taux de réponse de 200 ans pour les systèmes terrestres (figure 9.36a). La charge globale de mercure suivait largement la trajectoire prévue, concernant les charges terrestres de mercure, qui s'arrêtait d'augmenter principalement lorsque la réduction maximale techniquement faisable était imposée. D'autres lacs ont présenté des combinaisons mixtes de composantes rapides et lentes du changement à long terme des charges, en fonction de l'importance relative des charges atmosphériques et terrestres de mercure (p. ex. lac Dickie, figure 9.36c).

9.7.6 Les contrôles des émissions réduiront-ils les concentrations de mercure dans le poisson?

En l'absence de contrôles des émissions supplémentaires, on a prévu que les concentrations de mercure dans le poisson seraient supérieures aux concentrations actuelles à l'avenir dans les cinq écosystèmes modélisés (figure 9.36). Cela est dû à l'augmentation prévue des charges terrestres de mercure qui n'avaient pas atteint des niveaux stables depuis 2006 dans les simulations, en réponse aux augmentations à l'époque moderne des dépôts de mercure.

Les simulations prévoyaient que les contrôles des émissions de mercure seraient dans tous les cas avantageux en ce qui concerne les concentrations de mercure dans le poisson, par rapport aux scénarios sans contrôle des émissions. Les scénarios de réduction maximale techniquement faisable (réductions de 21 à 50 % des dépôts de mercure dans le bassin versant), par rapport aux scénarios sans contrôle, ont entraîné une baisse des concentrations de mercure dans le poisson dans les lacs de l'étude qui étaient jusqu'à 33 % plus faibles après 150 ans (figure 9.37). L'avantage à long terme des contrôles des émissions relativement aux concentrations de mercure dans le poisson, par rapport à l'absence de contrôles, serait proportionnel à la réduction du déversement de mercure dans les lacs. Par exemple, une réduction de 20 % de la charge de mercure, entraînerait en fin de compte une baisse des concentrations de mercure dans le poisson qui seraient plus faibles de 20 %, par rapport à l'absence de prise de mesures. Dans le cas du lac Wabamun, les sources de mercure anthropiques ont contribué beaucoup plus aux dépôts secs de mercure qu'aux dépôts humides. Le dépôt sec était une composante plus importante du dépôt total dans le système terrestre que le dépôt direct sur la surface du lac. Par conséquent, on prévoyait que les contrôles des émissions causeraient une réduction de 50 % des dépôts de mercure dans le bassin versant (principalement les terres) et une réduction d'environ 35 % des dépôts de mercure directement sur la surface du lac. La majeure partie du déversement

de mercure dans le lac Wabamun se trouvait directement sur la surface du lac. On prévoyait donc que les concentrations de mercure dans le poisson diminueraient à peu près proportionnellement à la baisse de 35 % du déversement de mercure déposé sur la surface du lac. Dans l'ensemble, le changement du déversement de mercure dans un lac, après les contrôles des émissions, dépendra de la baisse des dépôts de mercure dans le système terrestre et le lac et de l'importance relative du ruissellement et des dépôts directs en tant que sources du mercure dans le lac.

Lorsque l'on compare les concentrations futures de mercure dans le poisson aux concentrations actuelles, les contrôles des émissions du scénario de réduction maximale techniquement faisable n'étaient pas toujours suffisants pour produire des concentrations de mercure dans le poisson plus faibles que les concentrations actuelles. Les concentrations de mercure dans le poisson dans le lac Big Dam (ouest) étaient essentiellement stables après les contrôles des émissions du scénario de réduction maximale techniquement faisable. Elles auraient continué à augmenter si aucune mesure n'était prise (figure 9.36a). Les concentrations de

mercure dans le poisson dans les simulations du lac 240 ont continué à augmenter après les contrôles des émissions du scénario de réduction maximale techniquement faisable, mais dans une moindre mesure par rapport à ce qui se serait produit sans le scénario de réduction maximale techniquement faisable (figure 9.36d). Ces résultats se sont produits, car les déversements terrestres de mercure dans ces lacs se sont stabilisés ou ont continué à augmenter dans les simulations après le scénario de réduction maximale techniquement faisable, au lieu de diminuer. Les concentrations de mercure dans le poisson ne seraient jamais inférieures aux concentrations de 2006 dans le scénario présenté pour le lac 240 à la figure 9.36d. Une plus grande réduction du dépôt de mercure serait nécessaire pour parvenir à une baisse à long terme dans ce lac. En revanche, on prévoyait que les contrôles des émissions entraîneraient rapidement des concentrations de mercure dans le poisson à la baisse, dans le lac Wabamun, en raison de l'importance de la charge directe de mercure atmosphérique pour ce lac. Les lacs Harp et Dickie devraient connaître une baisse initiale peu importante des concentrations de mercure dans le poisson suivie d'une diminution supplémentaire plus progressive au cours du reste des simulations.

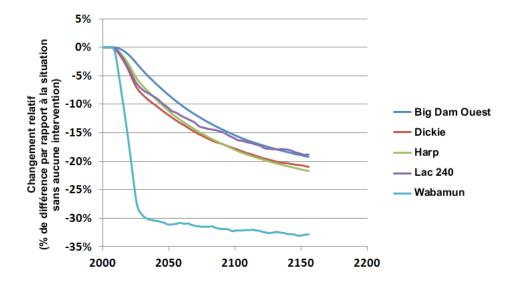


FIGURE 9.37 Réponse des concentrations de mercure dans un poisson gibier de cinq ans dans cinq lacs du Programme de réglementation de la qualité de l'air pour le scénario de réduction maximale techniquement faisable, en supposant un temps de réponse terrestre de 200 ans. Les valeurs représentent le changement en pourcentage par rapport au scénario de référence (aucune mesure) et sont les moyennes pour les 17 dernières années pour exclure la variabilité.

Ces résultats semblent indiquer que l'hypothèse courante selon laquelle les concentrations de mercure dans le poisson répondront de manière proportionnelle (1:1) à un changement des dépôts atmosphériques de mercure ne s'applique pas toujours en termes absolus. Cette hypothèse est seulement vraie lorsque l'écosystème est à l'état stable en ce qui concerne les dépôts atmosphériques, lorsque les contrôles sont mis en place et qu'un temps suffisant est accordé pour répondre totalement à un changement de dépôt. Si le système terrestre n'était pas à l'état stable lorsque les contrôles des émissions étaient imposés, la réponse à long terme serait inférieure à 1:1 en ce qui a trait aux changements des dépôts atmosphériques de mercure. Cela serait plus évident dans les écosystèmes où les charges terrestres de mercure sont plus importantes. Les lacs où les charges terrestres de mercure sont faibles feraient l'objet de changements plus rapides du mercure dans le poisson et se rapprocheraient davantage d'une réponse 1:1 aux changements des dépôts de mercure.

Il convient de noter ici que les simulations du modèle des écosystèmes effectuées dans la présente étude ont une hypothèse inhérente selon laquelle seule la charge de mercure change de manière systématique après les contrôles des émissions. En réalité, les changements de l'utilisation des terres, du climat, de la qualité de l'eau et de la situation biologique pourraient modifier les caractéristiques biogéochimiques des écosystèmes et altérer les effets de la réduction des émissions de mercure.



Il importe que tout programme de surveillance à long terme inclut diverses variables physiques, chimiques et biologiques en plus des mesures du mercure, afin d'aider à isoler différents facteurs de causalité ayant une incidence sur les concentrations de mercure dans le poisson.

9.7.7 Qu'est-ce qui contrôle le temps nécessaire pour que les concentrations de mercure dans le poisson répondent aux contrôles des émissions?

La réponse des concentrations du mercure dans le poisson aux changements des émissions du mercure dépend de nombreux processus atmosphériques, terrestres et aquatiques. Le temps de réponse global est limité par ces étapes qui répondent souvent lentement. La modélisation présentée ici a révélé que plusieurs processus environnementaux et milieux naturels nécessiteraient les durées suivantes pour répondre complètement :

- Dépôt de mercure après les changements des émissions : 6 à 18 mois
- Mercure dans les sols et le ruissellement après les changements des dépôts de mercure : jusqu'à plusieurs siècles
- Mercure dans la colonne d'eau après les changements de la charge de mercure à l'extérieur ou à partir des sédiments : plusieurs mois
- Mercure dans les sédiments de surface après les changements de la charge de mercure : de plusieurs années à plusieurs décennies
- Taux de méthylation après les changements des concentrations de mercure dans l'eau ou les sédiments : Presque immédiatement
- Concentration de méthylmercure dans les sédiments après un changement du taux de méthylation : durée non connue – plusieurs mois?
- Réponse du réseau trophique aux changements d'exposition: rapide à la base du réseau (de plusieurs jours à plusieurs mois), plusieurs années pour un poisson adulte (pour un poisson de longueur standard échantillonné au fil des ans dans le cadre de programmes de surveillance)

Le système terrestre est l'étape la plus lente de la réponse globale des concentrations de mercure dans le poisson d'eau douce aux changements des émissions de mercure. Pour les lacs qui, en réalité, n'ont que des charges de mercure atmosphérique, le temps nécessaire pour que les concentrations de mercure dans le poisson répondent totalement seront moindres par rapport aux lacs dont les charges terrestres de mercure sont importantes. Les lacs ayant un mélange de charges terrestres de mercure et de dépôts atmosphériques directs présenteront des réponses en plusieurs phases avec une réponse rapide sur une période de plusieurs années et une deuxième phase lente sur une période d'au moins plusieurs décennies, voire plusieurs siècles ou plus.

Outre le taux du changement des déversements de mercure dans un lac. la réponse des concentrations de mercure dans le lac prend du temps. Les concentrations de mercure inorganique dans les sédiments pourraient nécessiter plusieurs décennies pour répondre complètement, ce qui est beaucoup plus lent que la colonne d'eau qui peut répondre sur une période de plusieurs mois. Dans la mesure où les taux de méthylation dans les sédiments reflètent les concentrations de mercure dans les sédiments, les taux de méthylation pourraient également changer plus lentement dans les sédiments, par rapport à la colonne d'eau. Les résultats du modèle D-MCM semblent indiquer que la méthylation liée à la colonne d'eau ou à l'interface des sédiments est importante et probablement prédominante dans le lac de l'étude METAALICUS où les concentrations de méthylmercure dans le lac et le biote changent plus rapidement que le mercure inorganique sur des matières solides sédimentaires. Cependant, des connaissances supplémentaires concernant l'importance relative de la méthylation fournie par du Hg²⁺ inorganique dans la colonnes d'eau et les sédiments dans les lacs sont nécessaires, compte tenu des différents temps de réponse du mercure dans ces milieux. Dans l'ensemble, le taux auguel les concentrations de mercure dans le poisson évoluent vers une réponse complète dépendra de l'importance relative des déversements terrestres et atmosphériques directs dans le lac et de la mesure dans laquelle la méthylation dans le lac est liée aux concentrations de Hg²⁺ dans la colonne d'eau, l'eau interstitielle des sédiments et les matières solides sédimentaires.

9.8 CONCENTRATIONS DE MÉTHYLMERCURE DANS LES LACS CANADIENS À L'AIDE DES SOURCES DE MERCURE EN MILIEUX MULTIPLES DE L'ÉCOSYSTÈME SELON LES RATIOS ENVIRONNEMENTAUX (HERMES)

Le Canada compte plus de 30 000 lacs dont la superficie varie de 3 à 99 km², plus de 500 lacs dont la superficie varie de 100 à 999 km² et 43 lacs dont la superficie dépasse 1 000 km² (Environnement Canada. 1973). Parmi les 25 plus grands lacs dans le monde, huit lacs se trouvent, du moins en partie, au Canada (Gleick, 1993). Des renseignements sur la répartition géographique des concentrations de méthylmercure dans les eaux des lacs au Canada aideraient à mieux comprendre le lien entre les dépôts atmosphériques de mercure et les concentrations de mercure dans le poisson. HERMES est un modèle du mercure dans les lacs de bilan massique avec relativement peu de variables d'entrée et il a été utilisé pour examiner des tendances géographiques générales du mercure dans les lacs canadiens en estimant les concentrations actuelles de méthylmercure dans les eaux des lacs. Le modèle HERMES suppose que les conditions sont stables et qu'elles ne changent pas systématiquement avec le temps, c.-à-d. il s'agit d'un modèle à l'état stable.

D'après la disponibilité des données nécessaires pour les intrants du modèle, les simulations du modèle HERMES ont été effectuées pour 244 lacs au Canada, y compris les quatre lacs éloignés du Programme de réglementation de la qualité de l'air. Les concentrations de mercure atmosphérique étaient fondées sur les prévisions du modèle GRAHM. D'autres intrants utilisés pour les simulations du modèle HERMES sont présentés à l'annexe E. Les sources de données concernant les intrants contenus dans l'annexe E sont fournies dans l'annexe F, ce qui indique que de nombreuses observations sont antérieures à l'année 2000. Malheureusement, les lacs ayant des données disponibles n'étaient pas répartis uniformément au Canada, 80 % des lacs

se trouvant en Alberta (tableau 9.10). Les autres lacs étaient répartis dans tout le pays. Pour certains intrants, des fonctions empiriques ont été utilisées pour estimer les valeurs, en l'absence d'observations. Ces intrants comprenaient des flux de sédimentation des particules (matières solides en suspension, vitesse de sédimentation, remise en suspension), la profondeur moyenne et température de l'eau du lac, ainsi que la concentration d'apports en mercure total.

Les lacs ont été regroupés en sept groupes en fonction de la taille et de la profondeur moyenne des bassins versants afin d'associer les lacs à l'échelle nationale aux lacs du Programme de réglementation de la qualité de l'air (tableau 9.10). Chaque groupe était caractérisé par un des six écosystèmes modélisés, en plus du lac North Cranberry en Nouvelle-Écosse. La profondeur moyenne était une approximation de la pente d'un bassin versant qui influence probablement le taux de transfert du mercure du bassin versant au lac. Le groupe Wabamun comprenait des lacs dont le bassin versant était vaste. Les bassins versants de taille moyenne

étaient associés au groupe des lacs Harp, Phantom ou Big Dam (ouest). Le groupe Harp comprenait les lacs les plus profonds, tandis que le groupe Big Dam (ouest) comprenait les lacs les moins profonds. Les groupes des lacs North Cranberry, Dickie et 240 de la région des lacs expérimentaux comprenaient de petits bassins versants, le lac North Cranberry présentant les profondeurs les moins importantes et le lac 240 de la région des lacs expérimentaux ayant la profondeur la plus importante.

Le modèle HERMES était, à l'origine, étalonné à l'aide des données du lac Big Dam (ouest) (Ethier et al., 2008) et il a depuis été appliqué, sans nouvel étalonnage, aux lacs Harp et Dickie (Ethier et al., 2008; Ethier et al., 2010a) et avec le lac Ontario (Ethier et al., 2012). Ce même étalonnage du modèle a été utilisé pour 244 lacs. Les prévisions du modèle HERMES concernant le lac Big Dam (ouest) concordaient avec les valeurs de fond disponibles mesurées du mercure total dans la colonne d'eau et les sédiments, ainsi que le bilan massique publié par O'Driscoll et al. (2005a). On prévoyait que les

TABLEAU 9.10 Répartition des groupes de lacs et d'écosystèmes selon la province

			Nombre de lacs dans le groupe d'écosystèmes								
Province	N ^{bre} de lacs	Fraction du total (%)	Groupe 1 Big Dam (ouest)	Groupe 2 North Cranberry	Groupe 3 Harp	Groupe 4 Dickie	Groupe 5 Lac 240 de la région des lacs expérimentaux	Groupe 6 Phantom	Groupe 7 Wabamun		
Colombie-Britannique	11	4,5	0	0	1	0	1	0	9		
Alberta	196	80,3	52	42	5	10	1	14	72		
Saskatchewan	9	3,7	0	0	0	0	0	1	8		
Manitoba	3	1,2	0	0	0	0	0	0	3		
Ontario	8	3,3	0	0	1	1	1	0	5		
Québec	7	2,9	0	0	0	0	0	0	7		
Nouvelle-Écosse	3	1,2	1	1	0	0	0	0	1		
Nouveau-Brunswick	2	0,8	0	1	0	0	0	0	1		
Terre-Neuve-et- Labrador	1	0,4	0	0	1	0	0	0	0		
Yukon	1	0,4	0	0	0	0	0	0	1		
Territoires du Nord- Ouest	2	8,0	0	0	0	0	0	0	2		
Nunavut	1	0,4	0	0	1	0	0	0	0		
Total	244	100,0	53	44	9	11	3	15	109		
Fraction du total (%)	100	_	21,7	18,0	3,7	4,5	1,2	6,1	44,7		

Les groupes sont des groupes de lacs dont les caractéristiques sont similaires au nom de groupe.

contributions de mercure du bassin versant au lac Big Dam (ouest) présenteraient un ordre de grandeur supérieur aux sources atmosphériques et le débit sortant était le principal mécanisme de perte prévu de mercure total (conformément aux prévisions du modèle D-MCM). Les prévisions du modèle HERMES concernant les lacs Harp et Dickie étaient aussi comparables aux concentrations mesurées de mercure total dans la colonne d'eau (Mills et al., 2009; Sosso-Kolle, 2008; Ethier et al., 2010a). Les estimations du modèle HERMES concernant les concentrations de mercure dans les sédiments étaient comparables aux observations faites à partir de sédiments du littoral et de sédiments pélagiques plus profonds (20 à 25 cm) et représentaient environ un tiers des concentrations dans les sédiments pélagiques de surface (0 à 10 cm) (Harp = 336 ng g^{-1} : Dickie = 291 ng g^{-1} , 0 à 10 cm) (Ethier *et al.*, 2010b). Ce schéma a également été estimé pour le lac Big Dam (ouest) (Ethier et al., 2008). Le modèle HERMES a estimé que les contributions de mercure dans les bassins versants étaient supérieures aux sources atmosphériques des lacs Harp et Dickie, tandis qu'on

prévoyait que la volatilisation serait un mécanisme de perte important pour le mercure total dans les deux lacs. Pour le lac 240, le modèle HERMES a estimé une concentration de mercure dans l'eau libre de 1,7 ng L-1, dans la fourchette observée (1,4 ng L-1, plage : 0,9 à 1,8 ng L-1). La contribution de mercure des bassins versants au lac 240 devrait être presque trois fois supérieure à la charge atmosphérique.

Les concentrations simulées de méthylmercure dans l'eau des lacs sont présentées à la figure 9.38. Les concentrations observées de méthylmercure dans l'eau des lacs étaient disponibles aux fins de vérification du modèle dans 16 des 244 lacs modélisés par le modèle HERMES (tableau 9.11). L'écart moyen entre les concentrations simulées et observées est de 0,04 ng L-1. Les concentrations de méthylmercure estimées par le modèle HERMES avaient tendance à diminuer avec la latitude. Cela apparaissait dans le groupe de lacs de l'Alberta et de Saskatchewan de l'encadré où la concentration moyenne prévue de méthylmercure dans l'eau des lacs de trois territoires du nord (0,03 ng L-1) était

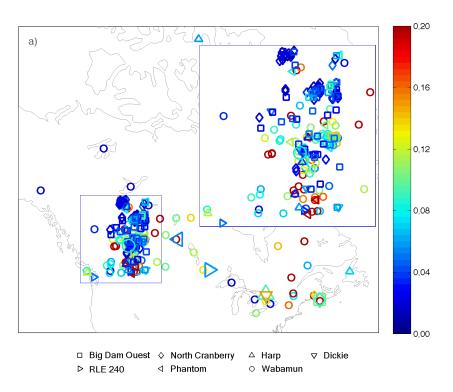


FIGURE 9.38 Concentrations (ng L⁻¹) de méthylmercure (MeHg) dans l'eau des lacs prévues par le modèle des sources de mercure en milieux multiples de l'écosystème selon les ratios environnementaux concernant 244 lacs. Les concentrations sont indiquées par couleur et les groupes par type de symbole (se rapporter à la légende). Les écosystèmes qui définissent les groupes sont représentés par de plus grands symboles. La zone indiquée en Colombie-Britannique et en Alberta se prolonge dans le coin supérieur droit.

0,12 ng L⁻¹ inférieure à la concentration moyenne des neuf provinces du sud (tableau 9.12). Les concentrations de méthylmercure dans l'eau du lac estimées par le modèle avaient aussi tendance à augmenter de l'ouest à l'est. Les concentrations moyennes les plus élevées de méthylmercure étaient observées au Nouveau-Brunswick (0,35 ng L⁻¹), au Québec (0,24 ng L⁻¹) et en Nouvelle-Écosse (0,18 ng L⁻¹) tandis que les concentrations les plus faibles constatées se trouvaient dans les Territoires du Nord-Ouest (0,01 ng L⁻¹) et au Yukon (0,02 ng L⁻¹). Les concentrations modélisées de méthylmercure

n'étaient pas toutes élevées au Nouveau-Brunswick, au Québec et en Nouvelle-Écosse, comme l'indiquent leurs écarts-types standard (0,30, 0,23 et 0,15 ng L-1, respectivement). Par regroupement, les groupes Wabamun (0,13 ng L-1) et Phantom (0,11 ng L-1) étaient associés à la concentration moyenne la plus élevée de méthylmercure dans l'eau des lacs. Cependant, les écarts-types de ces concentrations sont également importants : 0,11 et 0,05 ng L-1. Les groupes caractérisés par les concentrations prévues moyennes les plus faibles sont North Cranberry et Big Dam (ouest) : 0,02 et 0,04 ng L-1, respectivement.

TABLE 9.11 Concentrations de méthylmercure (MeHg) dans les eaux de surface de 16 lacs observées et simulées par le modèle HERMES

Lac	Province	Latitude (° N)	Longitude (° E)	N ^{bre} d'échan- tillons	Dates d'échantillonnage	Concentration moyenne observée (ng L ⁻¹)	Concentration moyenne prévue (ng L ⁻¹)	Groupe	Écart par rapport à la concentration observée (ng L ⁻¹)
Big Dam (ouest) ¹	NÉ.	44,46	-65,29	>20	Janvier 2001 à janvier 2002	0,11	0,11	BD0	0,00
North Cranberry¹	NÉ.	44,33	-65,23	>20	Janvier à décembre 2001	0,09	0,09	NC	0,00
Harp ²	Ont.	45,38	-79,13	44	Mars à décembre 2005 à 2006	0,09	0,09	HP	0,00
Dickie ²	Ont.	45,15	-79,08	46	Mars à novembre 2005 à 2006	0,14	0,15	DE	0,01
240 ⁴ de la Région des lacs expérimentaux	Ont.	49,67	-93,73	13	Mai à octobre 1995	0,06	0,06	240	0,00
Phantom ⁴	Sask.	54,50	-101,80	4	Février à novembre 2009	0,06	0,05	PH	0,01
Wabamun⁴	Alb.	53,55	-114,60	2	Mars 2009	0,09	0,08	WB	0,01
Battle ⁴	Alb.	52,97	-114,18	2	Mars 2009	0,05	0,15	WB	0,10
Lac Grist 4	Alb.	55,38	-110,47	2	Mars 2009	0,04	0,10	WB	0,06
Lac Hasse ⁴	Alb.	53,49	-114,17	2	Février 2009	0,14	0,05	DE	0,09
Lac Isle4	Alb.	53,63	-114,73	2	Mars 2009	0,15	0,11	WB	0,04
Jackfish Lake4	Alb.	53,48	-114,26	2	Février 2009	0,12	0,07	PH	0,05
Pigeon ⁴	Alb.	53,00	-114,02	2	Mars 2009	0,06	0,09	WB	0,03
Wolf ⁴	Alb.	54,70	-110,95	2	Mars 2009	0,09	0,14	WB	0,05
Supérieur⁵	Ont.	47,50	-88,00	13	Mai, juillet 2006	0,01	0,01	WB	0,00
Champlain ⁶	Qc	43,40	-73,20	14	Septembre 2001	0,04	0,16	WB	0,12

Références: 'Clair et al. (2005), O'Driscoll et al. (2005b); 'Dorset Environmental Science Centre – données non publiées; 'Sellers et al. (2001); 'Jane Kirk, Environnement Canada – données non publiées; 'Jeremiason et al. (2009); 'Shanley et Chalmers (2012)

Une analyse de sensibilité a été effectuée avec le modèle HERMES afin d'examiner les facteurs ayant la plus grande influence sur les estimations du modèle de mercure dans les lacs. Dans les lacs Big Dam (ouest), Harp, Dickie et 240, les concentrations de mercure dans l'eau des lacs semblaient être provoquées par une exportation du bassin versant. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que les concentrations de mercure dans ces lacs répondent plus lentement aux changements de la charge atmosphérique.

Les corrélations entre les paramètres d'entrée du modèle et les concentrations prévues de méthylmercure dans l'eau des lacs ont été calculées. Le paramètre le plus fortement corrélé était la concentration de mercure total dans l'eau du débit entrant (R = 0.65; p < 0.001 pour les concentrations du débit entrant de mercure total logarithmiques). La répartition géographique prévue de mercure dans l'eau du débit entrant reflétait le plus fidèlement celle des concentrations de méthylmercure dans l'eau des lacs, suivie des précipitations. Les valeurs de ces deux paramètres avaient tendance à diminuer vers le nord et à augmenter vers l'est dans les simulations. La combinaison des deux paramètres laisse entendre que la charge totale de mercure acheminée du bassin versant au lac était un paramètre important déterminant les concentrations de méthylmercure dans les eaux des lacs au Canada.

9.9 CONCLUSIONS ET BESOINS FUTURS

Les changements des concentrations et des dépôts atmosphériques de mercure ont été prévus pour onze scénarios impliquant une réduction des émissions de mercure au Canada, en Asie et en Europe, séparément et en combinaison. Un scénario, celui de réduction maximale techniquement faisable, réduisait les émissions anthropiques mondiales à l'aide de la meilleure technologie disponible de contrôle des émissions. Les réductions des émissions anthropiques canadiennes (taux de captage de 90 % des émissions de centrales thermiques alimentées au charbon ou 50 % de la réduction des émissions, dans l'ensemble,

pour tous les secteurs) ont donné lieu à une réduction inférieure à 1 % des dépôts atmosphériques dans les écosystèmes éloignés. Cependant, une réduction allant jusqu'à 70 % des dépôts de mercure a été observée pour les écosystèmes qui étaient proches des principales sources des émissions de mercure canadiennes. Le scénario de réduction maximale techniquement faisable a donné lieu aux réductions maximales des dépôts de mercure, variant de 20 à 50 % dans tous les écosystèmes.

Une série de modèles atmosphériques, terrestres, aquatiques et de bioaccumulation fondés sur les processus ont été liés ensemble pour simuler la relation entre les émissions de mercure dans l'atmosphère et les concentrations de mercure dans le poisson dans les eaux douces canadiennes. Les modèles ont d'abord été utilisés pour simuler les conditions existantes du mercure dans six écosystèmes au Canada avec une gamme de caractéristiques écologiques et de proximités aux émissions de mercure. Les simulations ont ensuite été effectuées pour cinq des écosystèmes afin de prédire la réponse du mercure dans les écosystèmes aux changements des émissions de mercure associées au scénario de réduction maximale techniquement faisable.

La modélisation intégrée air/terres/eau a révélé que les contrôles des émissions de mercure seraient avantageux à tous les endroits. En effet, ils donneraient lieu finalement à des concentrations plus faibles de mercure dans le poisson et à une réduction des risques pour les consommateurs de poisson qui surviendraient si aucun contrôle des émissions n'était mis en place. Cependant, les résultats du modèle ont aussi indiqué que certains scénarios des contrôles des émissions du mercure, bien qu'avantageux, comme cela a été mentionné ci-dessus, pourraient ne pas suffire pour donner lieu à une baisse des concentrations de mercure dans le poisson par rapport aux concentrations actuelles. Les concentrations de mercure dans le poisson pourraient continuer à augmenter et demeurer possiblement supérieures aux concentrations actuelles après des contrôles modérés des émissions dans certains scénarios, bien que les concentrations de mercure dans le poisson seraient plus faibles, par rapport à l'absence de

prise de mesures. Des réductions plus importantes des émissions par rapport à celles évaluées durant la présente étude devraient être nécessaires pour faire diminuer les concentrations de mercure dans le poisson en dessous des concentrations existantes pour les six écosystèmes simulés.

Les répercussions pour les scientifiques et les décideurs sont notamment les suivantes :

- En l'absence de contrôles des émissions supplémentaires, on a prévu que les concentrations de mercure dans le poisson seraient supérieures aux concentrations actuelles à l'avenir dans les cinq écosystèmes modélisés.
- Les contrôles des émissions de mercure seraient avantageux pour tous les écosystèmes. En effet, ils donneraient lieu finalement à des concentrations plus faibles de mercure dans le poisson et à une réduction des risques pour les consommateurs de poisson qui surviendraient si aucun contrôle des émissions n'était mis en place.
- La mise en œuvre à l'échelle mondiale de la meilleure technologie de contrôle des émissions de mercure donnerait lieu à des réductions de 20 à 50 % des dépôts de mercure dans les bassins versants et à une réduction allant jusqu'à 30 % des concentrations de mercure dans le poisson après 150 ans par rapport aux concentrations de mercure dans le poisson si aucun contrôle des émissions n'avait lieu dans les lacs de l'étude qui étaient modélisés.
- La réponse à long terme des concentrations de mercure dans le poisson aux contrôles des émissions varie probablement considérablement entre les écosystèmes.
- Les concentrations de mercure dans le poisson ne devraient pas diminuer par rapport à leurs niveaux actuels, proportionnellement à la baisse des dépôts de mercure, en particulier dans les eaux où les charges terrestres de mercure sont importantes. En ce qui concerne les changements modestes des dépôts de mercure, les concentrations de mercure dans le poisson pourraient diminuer dans certains milieux, mais se stabiliser à des concentrations supérieures aux concentrations actuelles dans d'autres milieux.

- En d'autres termes, une diminution de 20 % des dépôts de mercure ne traduit pas nécessairement une baisse de 20 % des concentrations de mercure dans le poisson par rapport aux concentrations actuelles dans tous les lacs.
- Pour parvenir à une baisse de la concentration du mercure dans le poisson par rapport aux concentrations actuelles, dans tous les écosystèmes modélisés, le dépôt de mercure devrait diminuer de plus de 20 %.
- Le temps nécessaire pour que les concentrations de mercure dans le poisson répondent de façon complète aux scénarios de contrôle des émissions variera entre les écosystèmes, allant possiblement de plusieurs années à plusieurs siècles.
- Les lacs ayant des charges de mercure atmosphérique terrestres et directes importantes présenteront probablement plusieurs phases de réponse concernant les concentrations de mercure dans le poisson après les contrôles des émissions : phase plus rapide au départ suivie d'une phase plus lente. La phase plus rapide sur une période de plusieurs années sera plus apparente dans les lacs dont la proportion de la charge de mercure provenant des dépôts atmosphériques directs de mercure est plus importante.
- Des accords internationaux sont nécessaires pour réduire de façon générale les concentrations de mercure dans le poisson au Canada.
- Les programmes de surveillance doivent comprendre plusieurs sites et une variété de types d'écosystèmes à l'échelle nationale afin de déterminer correctement les avantages importants des contrôles des émissions au Canada.
- Les programmes de surveillance doivent aussi être soigneusement élaborés afin d'isoler les effets des contrôles des émissions des changements apportés à d'autres facteurs anthropiques ayant une incidence sur le cycle et la bioaccumulation du mercure (p. ex. changements climatiques, eutrophisation, utilisation des terres, espèces envahissantes). L'analyse limitée de l'interaction potentielle des changements climatiques et du cycle du mercure semble indiquer que les changements climatiques peuvent avoir une incidence sur les concentrations de mercure

- dans le poisson à des niveaux comparables aux changements qui surviendraient par l'intermédiaire de contrôles des émissions.
- La variabilité selon les années pourrait masquer des réponses survenant progressivement, sur une longue échelle de temps, rendant nécessaire une surveillance à long terme (de plusieurs années à plusieurs décennies).

La modélisation des écosystèmes effectuée dans la présente étude et les conclusions présentées ci-dessus n'ont pas tenu compte de changements autres que ceux potentiellement causés par les contrôles des émissions de mercure. Par exemple, les changements de l'utilisation des terres, du climat, de la chimie ou la biologie environnementale pourraient modifier les caractéristiques biogéochimiques et le cycle du mercure dans les écosystèmes. Outre les mesures du mercure, il importe que les programmes de surveillance à long terme mesurent diverses variables physiques et biochimiques. Les réductions des émissions anthropiques devraient également donner lieu à des réémissions de mercure plus faibles provenant de terres et d'océans, par rapport aux scénarios sans réduction des émissions.

Bien qu'il soit certain que les contrôles des émissions de mercure soient avantageux, des incertitudes liées à notre capacité actuelle à quantifier ces avantages demeurent. De plus, l'incidence d'autres influences anthropiques énumérées ci-dessus doit être étudiée. Des modèles biogéochimiques multimédia entièrement intégrés et plus complets doivent être élaborés. Les processus et les mesures du mercure dans les systèmes terrestres sont apparus comme la lacune scientifique la plus notable de notre compréhension du cycle du mercure dans l'écosystème d'après la présente étude. Des modèles doivent être élaborés et appliqués de façon plus approfondie afin de prédire les répercussions des contrôles des émissions aux échelles régionale et nationale, étant donné le grand nombre de plans d'eau au Canada et la vaste gamme de conditions des écosystèmes. Enfin, l'analyse effectuée pour la présente étude doit aussi être élargie afin d'inclure les systèmes marins, les fruits de mer représentant la source la plus importante d'exposition au méthylmercure pour la plupart des Canadiens.

9.10 REFERENCES

Abdelnour, A., Stieglitz, M., Pan, F., McKane, R., 2011. Catchment hydrological responses to forest harvest amount and spatial pattern, Water Resour. Res., 47, W09521.

Alberta Environment, 2002. Wabamun Lake Water Balance 1982-2001. Environmental Assurance, Environmental Operations Division, Hydrology Branch, Surface Water Section. July 2002.

AMAP, 2011. AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xiv + 193 pp.

Ambrose, R.B., Tsiros, I.X., Wool, T.A., 2005. Modeling Hg fluxes and concentrations in a Georgia watershed receiving atmospheric deposition load from direct and indirect sources. Journal of the Air and Waste Management Association 55, 547-588.

AMNet, 2009. NADP's Atmospheric Mercury Network: Moving toward Total Mercury Deposition, National Atmospheric Deposition Program, Illinois State Water Survey, Champaign, IL. Available at http://nadp.sws.uiuc.edu/amn/.

Atkeson, T.D., Axelrad, D.M., Pollman, C.D., Keeler, G.J., 2003. Integrating Atmospheric Hg Deposition with Aquatic Cycling in the Florida Everglades: An Approach for Conducting a Total Maximum Daily Load Analysis for an Atmospherically Derived Pollutant. Report, Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, 247 pp.

Atkinson, J.F., Jensen, J.N., Brown, S., DePinto, J.V., 2007. Implementing a Long Term Plan to Improve Modeling Capabilities for Toxic Chemicals in Lake Ontario: Refinements to LOTOX2 Atmospheric Deposition Processes and Hg Submodel. Report, United States Environmental Protection Agency, New York, NY.

Balland, V., Bhatti, J., Errington, R., Castonguay, M. Arp,P.A., 2006. Modeling snowpack and soil temperature and moisture conditions in a jack pine, black spruce and aspen forest stand in central Saskatchewan (BOREAS SSA). Canadian Journal of Soil Science 86, 203-217.

Barber, M.C., 2006. Bioaccumulation and Aquatic System Simulator (BASS) User's Manual, Ver 2.2. EPA/600/R-01/035 update 2.2. United States Environmental Protection Agency, Athens, GA. Available at http://www.epa.gov/ceampubl/fchain/bass/index.html.

Beaulne, J.-S., Lucotte, M., Paquet, S., Canuel, R., 2012. Modeling Hg concentrations in northern pikes and walleyes from frequently fished lakes of Abitibi-Témiscamingue (Quebec, Canada): a GIS approach. Boreal Environment Research 17, 277-290.

Benedict, S.T., Conrads, P.A., feaster, T.D., Journey, C.A., Golden, H.E., Knightes, C.D., Davis, G.M, Bradley, P.M., 2012. Data Visualization, Time-Series Analysis, and Mass-Balance Modeling of Hydrologic and Water-Quality Data for the McTier Creek Watershed, South Carolina, 2007–2009. U.S. Geological Survey Open-File Report 2011–1209, 21 p.

Beven, K.J., Kirkby, M.J., 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology, Hydrol. Sci. Bull., 24, 43–69, doi:10.1080/02626667909491834.

Blanchard, P., Froude, F.A., Martin, J.B., Dryfhout-Clark, H., Woods, J.T., 2002, Four years of continuous total gaseous mercury (TGM) measurements at sites in Ontario, Canada. Atmospheric Environment, 36: 3735-3743.

Brumbaugh, W.G., Krabbenhoft, D.P., Helsel, D.R., Wiener, J.G., Echols, K.R., 2001. A national pilot study of Hg contamination of aquatic ecosystems along multiple gradients - bioaccumulation in fish. Report, U.S. Geological Survey USGS/BRD/BSR—2001-0009. Available at http://water.usgs.gov/nawqa/Hg/pubs/.

Burgess, N.M., Evers, D.C., Kaplan, J.D., 1998. Mercury and reproductive success of common loons breeding in the Maritimes. In Hg in Atlantic Canada: A Progress Report, Environment Canada-Atlantic Region, Sackville, NB, Canada, 104-109.

Burns, D.A., Riva-Murray, K., Bradley, P.M., Aiken, G.R., Brigham, M.E., 2012. Landscape controls on total and methylmercury in the upper Hudson River basin, New York, USA. Journal of Geophysical Research 117, G01034, 15 pp.

CCME, 2000. Canada-wide standards for Hg emissions. Canadian Council of Ministers of the Environment, endorsed by CCME Council of Ministers, June 2000, Quebec City, Quebec. Available at www. ccme.ca/assets/pdf/Hg_emis_std_e1.pdf.

Chen, C.W., Herr, J.W., Goldstein, R.A., 2008. Model calculations of total maximum daily loads of Hg for drainage lakes. Journal of the American Water Resources Association 44, 1295-1307, doi: 10.1111/j.1752-1688.2008.00224.x.

Choi, W., Kim, S.J., Rasmussen, P.F., Moore, A.R., 2009. Use of the North American Regional Reanalysis for Hydrological Modeling in Manitoba. Canadian Water Resources Journal 34, 17-36.

Christensen, J.H., Brandt, J., Frohn, L.M., Skov, H., 2004. Modeling of Hg in the Arctic with the Danish Eulerian Hemispheric Model. Atmospheric Chemistry and Physics 4, 2251-2257.

Clair, T.A., Arp, P., Gabriel, C.E., Staicer, C., Brun, G.L., Holmes, J., Lean, D.R., 2005. Surface water Hg budgets from a clear and a brown-water lake in Kejimkujik National Park. In O'Driscoll, N.J., Rencz, A.N., Lean, D.R.S. (Eds.), Hg cycling in a wetland dominated environment: A multidisciplinary study. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, FL, pp. 251-263.

Creed, I.F., Beall, F.D., Clair, T.A., Dillon, P.J., Hesslein, R.H., 2008. Predicting export of dissolved organic carbon from forested catchments in glaciated landscapes with shallow soils. Global Biogeochemical Cycles 22, GB4024, doi:10.1029/2008GB003294.

Dai, T., Ambros, R.B., Alvi, K., Wool, T.A., Manguerra, H., Chokshi, M., Yang, H., Kraemer, S.R., 2005. Characterizing spatial and temporal dynamics: development of a grid-based water shed mercury loading model. Presented at 2005 Watershed Management Conference, Williamsburg, VA, July 20-23, 2005.

Dastoor, A., Durnford D., 2013. Arctic Ocean: is it a sink or a source of atmospheric mercury? Environmental Science and Technology (in review).

Dastoor, A.P., Larocque, Y., 2004. Global circulation of atmospheric Hg: a modeling study. Atmospheric Environment 38, 147-161.

Dastoor, A.P., Davignon, D., Theys, N., Van Roozendael, M., Steffen, A., Ariya, P.A., 2008. Modeling dynamic exchange of gaseous elemental Hg at polar sunrise. Environmental Science and Technology 42, 5183-5188, doi:10.1021/es800291w.

Davis, G., C. Knightes, A. Abdelnour, and M. Stieglitz. 2012. Biogeochemical Cycling of Mercury Coupled with a Nitrogen and Carbon Watershed Hydrology Model (VELMA). Presented at 8th National Monitoring Conference - Water: One Resource - Shared Effort - Common Future, Portland, OR, April 30 - May 04, 2012.

Diamond, M.L., 1999. Development of a fugacity/aquivalence model of mercury dynamics in lakes. Water Air and Soil Pollution 111, 337-357.

Dibble, T.S., Zelie, M.J., Mao, H., 2012. Thermodynamics of reactions of ClHg and BrHg radicals with atmospherically abundant free radicals, Atmos. Chem. Phys., 12, 10271-10279, doi:10.5194/acp-12-10271-2012.

Donahue, W.F., Allen, E.W., Schindler, D.W., 2006. Impacts of coal-fired power plants on trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lake sediments in central Alberta, Canada. Journal of Paleolimnology 35, 111-128, doi:10.1007/s10933-005-7878-8.

Durnford, D., Dastoor, A., Figueras-Nieto, D., Ryjkov, A., 2010. Long range transport of Hg to the Arctic and across Canada. Atmospheric Chemistry and Physics 10: 6063-6086, doi:10.5194/acp-10-6063-2010.

Durnford, D., Dastoor, A., Ryzhkov, A., Poissant, L., Pilote, M., Figueras-Nieto, D., 2012. How relevant is the deposition of Hg onto snowpacks? Part 2: A modeling study. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, 12, 2647-2706, doi:10.5194/acpd-12-2647-2012.

Drysdale, C., 2005. Kejimkujik National Park and Historic Site. In O'Driscoll, N.J., Rencz, A.N., Lean, D.R.S. (Eds.), Hg cycling in a wetland dominated environment: A multidisciplinary study. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, FL, pp. 1-4.

Eimers M., Paterson A., Dillon P., Schiff S., Cumming B., Hall R., 2006. Lake sediment core records of sulphur accumulation and sulphur isotopic composition in central Ontario, Canada lakes. Journal of Paleolimnology 35, 99-109.

Emmerton, C.A., 2011. Wabamun Lake phosphorus budget 2008: data report and review of lake phosphorus budgets in Alberta. Report, Alberta Environment, Edmonton, 34 pp., ISBN ISSN: 978-0-7785-9977-7.

Environment Canada, 1973. Inventory of Canadian freshwater lakes. Report, Environment Canada, Ottawa, 34 pp.

EPRI, 2009. Dynamic Hg Cycling Model for Windows XP and Vista - A Model for Hg Cycling in Lakes. D-MCM Version 3.0. User's Guide and Technical Reference.

Ethier, A.L.M., Mackay, D., Toose-Reid, L.K., O'Driscoll, N.J., Scheuhammer, A.M., Lean, D.R.S., 2008. The development and application of a mass balance model for Hg (total, elemental and methyl) using data from a remote lake (Big Dam West, Nova Scotia, Canada) and the multi-species multiplier method. Applied Geochemistry 23, 467-481.

Ethier, A.L.M., Lean, D.R.S., Scheuhammer, A.M., Bodek, T., Sosso-Kolle, K, 2010a. Predicting Hg Concentrations and Fluxes in the Water Column and Sediment of Lakes with a Limited Dataset. Environmental Toxicology and Chemistry 29, 1457-1465.

Ethier, A.L.M., Scheuhammer, A.M., Blais, J.M., Paterson, A.M., Mierle, G., Ingram, R., Lean, D.R.S., 2010b. Mercury empirical relationships in sediments from three Ontario lakes. Science of the Total Environment 408, 2087-2095.

Ethier, A.L.M., 2010c. Spreadsheet titled "Harp and Dickie Lake data from Adrienne Dorset_file__Feb_07_rch add in.xls". Dorset Environmental Science Centre.

Ethier, L.M., Atkinson, J.R., DePinto, J.V., Lean, D.R.S., 2012. Estimating Hg concentrations and fluxes in the water column and sediment of Lake Ontario with HERMES model. Environmental Pollution 161, 335-342, doi:10.1016/j.envpol.2011.06.002.

Fisher, J.A., Jacob, D.J., Soerensen, A.L., Amos, H.M., Steffen, A., Sunderland, E.M., 2012. Riverine source of Arctic Ocean Hg inferred from atmospheric observations. Nature Geoscience 5, 499-504, doi:10.1038/ngeo1478.

Futter, M.N., Butterfield, D., Cosby, B.J., Dillon, P.J., Wade, A.J., Whitehead, P.G., 2007. Modeling the mechanisms that control in-stream dissolved organic carbon dynamics in upland and forested catchments. Water Resources Research 43, W02424, doi:10.1029/2006WR004960.

Futter, M.N., Poste, A.E., Butterfield, D., Dillon, P.J., Whitehead, P.G., Dastoor, A.P., Lean, D.R.S., 2012. Using the INCA-Hg model of Hg cycling to simulate total and methylmercury concentrations in forest streams and catchments. Science of the Total Environment 424, 219-31.

Gabriel, M.C., Kolka, R., Wickman, T., Nater, E., Woodruff, L., 2009. Evaluating the spatial variation of total Hg in young-of-year yellow perch (Perca flavescens), surface water and upland soil for

watershed–lake systems within the southern Boreal Shield. Science of the Total Environment 407, 4117-4126.

Gandhi, N., Bhavsar, S.P., Diamond, M.L., Kuwabara, J.S., Marvin-DiPasquale, M., Krabbenhoft, D.P., 2007. Development of a Hg speciation, fate, and biotic uptake (biotranspec) model: Application to Lahontan reservoir (Nevada, USA). Environmental Toxicology and Chemistry 26, 2260-2273.

Gleick, P.H. (Ed.), 1993. Water in Crisis: A guide to the world's freshwater resources. Oxford University Press, New York, 473 pp, ISBN 978-0195076288.

Golden, H.E., Knightes, C.D., Conrads, P.A., Davis, G.M., Feaster, T.D., Journey, C.A., Benedict, S.T., Brigham, M.E., Bradley, P.M., 2012. Characterizing Mercury Concentrations and Fluxes in a Coastal Plain Watershed: Insights from Dynamic Modeling. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences. 117. G01006, 17 PP., doi:10.1029/2011JG001806.

Goodsite, M.E., Outridge, P.M., Christensen, J., Dastoor, A., Muir, D., Travnikov, O., Wilson, S., 2013. How well do environmental archives of atmospheric mercury deposition in the Arctic reproduce rates and trends depicted by atmospheric models and measurements? Science of the Total Environment, vol. 452-453, pp196-207, http://dx.doi.org/10.1016/j. scitotenv.2013.02.052.

Goodsite, M.E., Plane, J.M.C., Skov, H., 2004. A theoretical study of the oxidation of Hg to HgBr in the troposphere. Environ. Sci. Technol., 38, 1772-1776, doi:10.1021/es034680s.

Goodsite, M. E., Plane, J. M. C., Skov, H., 2012. Correction to a theoretical study of the oxidation of Hg⁰ to HgBr2 in the troposphere, Environmental Science & Technology, 46, 5262-5262.

Graydon, J.A., St. Louis, V.L., Hintelmann, H., Lindberg, S.E., Sandilands, K.A., Rudd, J.W. M., Kelly, C.A., Hall, B.D., Mowat, L.D., 2008. Long-term wet and dry deposition of Hg in the remote boreal ecoregion of Canada. Environmental Science and Technology 42, 8345-8351.

Graydon, J.A., St. Louis, V.L., Hintlemann, H., Lindberg, S.E., Sandilands, K.A., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Tate, M.T., Krabbenhoft, D.P. and Lehnherr, I., 2009. Investigation of uptake and retention of atmospheric Hg(II) by boreal forest plants using stable isotopes. Environmental Science and Technology, 43: 4690-4966.

Greenfield, J., Dai, T., Manguerra, H., 2002. Watershed modeling extensions of the watershed characterization system. Proceedings, Water Environment Federation Specialty Conference: Watersheds, Ft. Lauderdale, FL, USA, Appendix B, pp. 258–262.

Grieb, T., Bowie, G.L., Driscoll, C.T., Gloss, S.P., Schofield, C.L., Porcella, D.B., 1990. Factors affecting Hg accumulation in fish in the upper Michigan peninsula. Environmental Toxicology and Chemistry 9, 919-930.

Grigal, D.F., 2002. Inputs and outputs of Hg from terrestrial watersheds: A review. Environmental Review 10, 1-39, doi: 10.1139/A01-013.

Håkanson, L., Nilsson A., Andersson, T., 1988. Mercury in fish in Swedish lakes. Environmental Pollution 49, 145-162.

Håkanson, L., 1996. A simple model to predict the duration of the Hg problem in Sweden. Ecologial Modeling 93, 251-262.

Hammerschmidt, C.R., Fitzgerald, W.F., 2006. MeHg in freshwater fish linked to atmospheric Hg deposition. Environmental Science and Technology 40, 7764-7770, doi:10.1021/es061480i.

Harris R., D. Hutchinson, and J. Radde, 2002. Hg in Fish in Kejimkujik Park, Nova Scotia: Application of the Regional Hg Cycling Model to 24 Lakes Prepared for the Canadian Wildlife Service. Tetra Tech Inc.

Harris R., Pollman, C., Beals, D. Hutchinson, D., 2003. Modeling Hg Cycling and Bioaccumulation in Everglades Marshes with the Everglades Hg Cycling Model (E-MCM). Report, Florida Department of Environmental Protection and South Florida Water Management District.

Harris R.C., Pollman, C.D., Hutchinson, D., 2003. Wisconsin Pilot Hg Total Maximum Daily Load (TMDL) Study: Application of the Dynamic Hg Cycling Model (D-MCM) to Devil's Lake, Wisconsin. Report, United States Environmental Protection Agency.

Harris, R.C., Rudd, J.W.M., Amyot, M., Babiarz, C., Beaty, K.G., Blanchfield, P.J., Bodaly, R.A., Branfireun, B.A., Gilmour, C.C., Graydon, J.A., Heyes, A., Hintelmann, H., Hurley, J.P., Kelly, C.A., Krabbenhoft, D.P., Lindberg, S.E., Mason, R.P., Paterson, M.J., Podemski, C.L., Robinson, A., Sandilands, K.A., Southworth, G.R., St. Louis, V.L., Tate, M.T., 2007. Whole-ecosystem study shows rapid fish-Hg response to changes in Hg deposition. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 104, 16586-16591.

Harris, R.C., Pollman, C., Hutchinson, D., Landing, W., Axelrad, D., Morey, S.L., Dukhovskoy, D., and Vijayaraghavan, K., 2012a. A Screening Model Analysis of Hg Sources, Fate and Bioaccumulation in the Gulf of Mexico. Environmental Research 119:53-63

Harris, R.C., C. Beals and C.C. Gilmour, 2012b. Effects of climate change on mercury cycling and bioaccumulation in the Great Lakes region. Great Lakes Atmospheric Deposition (GLAD) Program 2009 GLAD Program Contract 09-05. October 2012

Harris, R.C., C. Beals and D. Hutchinson, 2013. Predicted Effects of Climate Change on Mercury Cycling and Bioaccumulation in Two Lakes in the Great Lakes Region in the 21st Century. Presented at the 11th International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Edinburgh, Scotland, July 2013.

HBMS, 2012. Avaliable at http://www.flinflonsoilsstudy.com/index.php.

Hickey, M.B., Gibson, J.C., Hill, J.R., Ridal, J.J., Davidson, J., Richardson, G.M., Holmes, J., Lean, D.R.S., 2005. Influence of lake chemistry on methylmercury concentrations in lake water and small fish in Ontario and Nova Scotia. In O'Driscoll, N.J., Rencz, A.N., Lean, D.R.S. (Eds.), Hg cycling in a wetland dominated environment: A multidisciplinary study. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, FL, pp. 347-365.

Holmes, C.D., Jacob, D.J., Corbitt, E.S., Mao, J., Yang, X., Talbot, R., Slemr, F. 2010. Global atmospheric model for Hg including oxidation by bromine atoms. Atmospheric Chemistry and Physics 10, 12037-12057, doi:10.5194/acp-10-12037-2010.

HTAP, 2010. Hemispheric Transport of Air Pollution 2010, Part B: Mercury, http://www.htap.org/

Hudson R.J.M., Gherini, S.A., Watras, C.J., Porcella, D.B., 1994. Modeling the Biogeochemical Cycle of Hg in Lakes: The Hg Cycling Model (MCM) and Its Application to the MTL Study Lakes. In Watras, C.J., Huckabee, J.W. (Eds.), Hg Pollution - Integration and Synthesis. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 473-523.

Hutchinson, B., Scott, L., Futter, M., Morgan, A., 1994. Hydrology data for lakes and catchments in Muskoka / Haliburton (1980-1992). Report, Ontario Ministry of Environment, Toronto, ISBN 0-7778-2535-X.

Jacob, D.J., Crawford, J.H., Maring, H., Clarke, A.D., Dibb, J.E., Emmons, L.K., Ferrare, R.A., Hostetler, C.A., Russell, P.B., Singh, H.B., Thompson, A.M., Shaw, G.E., McCauley, E., Pederson, J.R., and Fisher, J.A., 2010. The Arctic Research of the Composition of the Troposphere from Aircraft and Satellites (ARCTAS) mission: design, execution, and first results, Atmos. Chem. Phys.,10, 5191–5212, doi:10.5194/acp-10-5191-2010.

Jeremiason, J.D., Kanne, L.A., Lacoe, T.A., Hulting, M., Simcik, M.F., 2009. A comparison of Hg cycling in Lakes Michigan and Superior. Journal of Great Lakes Research 35, 329-336.

Johnston, J.M., McGarvey, D.J., Barber, M.C., Laniak, G., Babendreier, J., Parmar, R., Wolfe, K., Kraemer, S.R., Cyterski, M., Knightes, C., Rashleigh, B., Suarez, L., Ambrose, R., 2011. An integrated modeling framework for performing environmental assessments:Application to ecosystem services in the Albemarle-Pamlico basins (NC and VA, USA). Ecological Modeling 222, 2471-2484. Jutras, M-F., Nasr, M., Castonguay, M., Pit, C.H., Pomeroy, J.H., Smith, T.P., Zhang, C.-F. Ritchie, C.D., Meng, F-R., Clair, T.A., Arp, P.A., 2011a. Dissolved organic carbon concentrations and fluxes in forest catchments and streams: DOC-3 model. Ecological Modeling 222, 2291-2313, doi: 10.1016/j. ecolmodel.2011.03.035.

Jutras, M-F, Nasr M., Clair T.C., Arp, P.A., 2011b. Modelling dissolved organic carbon concentrations and fluxes in streams and forest catchments. The 10th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (ICMGP). Halifax, NS, Canada. July 24-29, 2012.

Kellerhals, M., Beauchamp, S., Belzer, W., Blanchard, P., Froude, F., Harvey, B., McDonald, K., Pilote, M., Poissant, L., Puckett, K., Schroeder, W.H., Steffen, A., Tordon, R., 2003. Temporal and spatial variability of total gaseous mercury in Canada: Results from the Canadian Atmospheric Mercury Measurement Network (CAMNet). Atmospheric Environment, 37: 1003-1011.

Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., St. Louis, V.L., Heyes, A., 1995. Is total mercury concentration a good predictor of methyl mercury concentration in aquatic systems? Water, Air, and Soil Pollution 80 715-724.

Kerekes, J., Schwinghamer, P., 1973. Aquatic resource inventory, Kejimkujik National Park, N.S. Hydrographic maps, area and volume curves. Parks Canada/Canadian Wildlife Service Eastern Region, Maitland Bridge, NS/Dartmouth, NS.

Knightes, C.D., 2008. Development and test application of a screening-level Hg fate model and tool for evaluating wildlife exposure risk for surface waters with Hg-contaminated sediments (SERAFM). Environmental Modeling and Software 23, 495-510.

Knightes, C.D., Sunderland, E.M., Barber, M.C., Johnston, J.M., Ambrose, Jr., R.B., 2009. Application of ecosystem-scale fate and bioaccumulation models to predict fish Hg response times to changes in atmospheric deposition. Environmental Toxicology and Chemistry 28, 881-893.

Lalonde, J.D., Poulain, A.J., Amyot, M., 2002. The role of Hg redox reactions in snow on snow-to-air Hg transfer. Environmental Science and Technology 36, 174-178.

Lamborg, C., Rolfhus, K., Fitzgerald, W., and Kim, G., 1999. The atmospheric cycling and air-sea exchange of mercury species in the South and equatorial Atlantic Ocean. Deep-sea Research II, 46, 957–977.

Laurier, F. and Mason, R., 2007. Mercury concentration and speciation in the coastal and open ocean boundary layer. J Geophys Res, 112, D6, doi:10.1029/2006JD007320.

Laurier, F., Mason, R., Whalin, L., and Kato, S., 2003. Reactive gaseous mercury formation in the North Pacific. Ocean's marine boundary layer: A potential role of halogen chemistry. J Geophys Res, 108, 4529, doi:10.1029/2003JD003625.

Leonard, R.A., Knisel, W.G., Still, D.A., 1987. GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 30, 1403-1418.

Lindberg, S., Bullock, R., Ebinghaus, R., Engstrom, D., Feng, X., Fitzgerald, W., Pirrone, N., Prestbo, E., and Seigneur, C., 2007. A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition, Ambio, 36, 19–32.

Lucotte, M., Paquet, S., Moingt, M., 2012. Climate fluctuations overshadow the influence logging and mining on fish Hg levels in Québec lakes, personal communication.

Mackay, D., Toose, L., 2004. Quantifying the fate of Hg in the Great Lakes Basin: toward an ecosystem approach. Environmental Research 95, 298-304.

Macleod, M., KcKone, T.E., Mackay, D., 2005. Mass balance for Hg in the San Franscisco Bay area. Environmental Science and Technology 39, 6721-6729. Mason, R., 2009. Mercury emissions from natural processes and their importance in the global Hg cycle. *In* Hg fate and transport in the global atmosphere, Pirrone, N., Mason, R. (Eds.), Springer US, 173-191.

McMartin I., Henderson P.J., Nielsen E., 1999. Impact of a base metal smelter on the geochemistry of soils of the Flin Flon region, Manitoba and Saskatchewan. Canadian Journal of Earth Sciences 36, 141-60.

McMurtry, J.M., Wales, D.L., Scheider, W.A., Beggs, G.L. and Dimond, P.E. 1989 Relationship of Mercury Concentrations in Lake Trout (Salvelinus namaycush) and Smallmouth Bass (Micropterus dolomieui) to the Physical and Chemical Characteristics of Ontario Lakes. Can. J. Fish. Aguat. Sci., 46: 426-434

MDN, 2012. National Atmospheric Deposition Program, Mercury Deposition Network Information. Available at http://nadp.sws.uiuc. edu/mdn/ (last access: 2012).

Meili, M., Bishop, K., Bringmark, L., Johansson, K., Munthe, J., Sverdrup, H., de Vries, W., 2003. Critical levels of atmospheric pollution: criteria and concepts for operational modeling of Hg in forest and lake ecosystems. Science of the Total Environment 304, 83-106.

Meng, F-R., Arp, P.A., Sangster, A., Brun, G.L., Rencz, A.N., Hall, G.E., Holmes, J., Lean, D.R.S., Clair, T.A., 2005. Modeling dissolved organic carbon, total and methylmercury in Kejimkujik freshwaters. In O'Driscoll, N.J., Rencz, A.N., Lean, D.R.S. (Eds.), Hg Cycling in a Wetland-Dominated Ecosystem: A Multidisciplinary study. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, FL, pp. 267-282.

Mierle, G., 1990. Aqueous inputs of mercury to Precambrian Shield lakes in Ontario. Environmental Toxicology and Chemistry 9, 843-51.

Mills, R.B., Bodek, T., Paterson, A.M., Blais, J.M., Lean, D.R.S., 2009. Temporal analysis of net fluvial methylmercury loading in a dystrophic and a clear water lake. Science of the Total Environment 407, 4696-4702, doi:10.1016/j.scitotenv.2009.03.034.

Mitchell, P., Prepas, E., (Eds.), 1990. Atlas of Alberta Lakes. University of Alberta press, Edmonton, 675 pp. Available at http://alberta-lakes.sunsite.ualberta.ca/.

Munthe J., Bodaly, R.A., Branfireun, B., Driscoll, C.T., Gilmour, C.C., Harris, R., Horvat, M., Lucotte, M., Malm, O., 2007. Recovery of Hg-contaminated fisheries. Ambio 36, 33-44.

Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles. Journal of Hydrology 10, 282-290.

Nilsen, J., 2003. Status of the environment report. Hudson Bay Mining and Smelting Co. Ltd.

NPRI, 2012. National Pollutant Release Inventory. Environment Canada. Available at: http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=En&n=4A577BB9-1.

O'Driscoll, N.J., Beauchamp, S.T., Siciliano, S.D., Rencz, A.N., Lean, D.R.S., 2003. Continuous analysis of dissolved gaseous Hg (DGM) and Hg flux in two freshwater lakes in Kejimkujik Park, Nova Scotia: Evaluating Hg flux models with quantitative data. Environmental Science and Technology 37, 2226-2235.

O'Driscoll, N.J., Beauchamp, S.T., Clair, T.A., Rencz, A.N., Telmer, K.H., Siciliano, S.D., Lean, D.R.S., 2005a. Mercury mass balance for Big Dam West Lake, Kejimkujik Park: The role of volatilization. Chapter 13 in O'Driscoll, N.J., Rencz, A.N., Lean, D.R.S. (Eds.), Hg cycling in a wetland dominated environment: A multidisciplinary study. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, FL, pp. 303-319.

O'Driscoll N.J., Rencz A.N., Lean D.R.S. (Eds.), 2005b. Mercury cycling in a wetland dominated environment: A multidisciplinary study. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, FL, 392 pp., ISBN 1-880611-69-4.

Orihel, D.M., Paterson M.J., Blanchfield, P.J., Bodaly, R.A., and Hintelmann, H.H., 2007. Experimental Evidence of a Linear Relationship between Inorganic Mercury Loading and Methylmercury Accumulation by Aquatic Biota. Environmental Science and Technology 41: 4952-4958.

Orihel, D.M., Paterson, M.J., Gilmour, C.C., Bodaly, R.A., Blanchfield, P.J., Hintelmann, H., Harris, R.C., Rudd, J.W.M., 2006. Effect of loading rate on the fate of Hg in littoral mesocosms. Environmental Science and Technology 40: 5992-6000.

Outridge, P.M., Rausch, N., Percival, J.B., Shotyk, W., McNeely, R., 2011. Comparison of Hg and zinc profiles in peat and lake sediment archives with historical changes in emissions from the Flin Flon smelter, Manitoba, Canada. Science of the Total Environment 409, 548-563.

Pacyna, *E.G.*, Pacyna, J.M., Sundseth, K., Munthe, J., Kindbom, K., Wilson, S., Steenhuisen, F., Maxson, P., 2010. Global emission of Hg to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. Atmospheric Environment 44, 2487-2499, doi:10.1016/j.atmosenv.2009.06.009, 2010.

Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R.B., Friedli, H.R., Leaner, J., Mason., R., Mukherjee, A.B., Stracher, G.B., Streets, D.G., Telmer, K., 2010, Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. Atmos. Chem. Phys., 10: 5951-5964.

Richardson, M.C., 2011. Landscape Structure and Watershed Hg Sensitivity in Boreal Headwater Regions. Ph.D. thesis, University of Toronto, Toronto, Ontario, pp. 183.

Runkel, R.L.; Crawford, C.G.; Cohn, T.A., 2004. Load Estimator (LOADEST)-a FORTRAN program for estimating constituent loads in streams and rivers; Techniques and Methods Book 4, Chapter A5; U.S. Geological Survey.

Rutter, A.P., Shakya, K.M., Lehr, R., Schauer, J.J., Griffin, R.J., 2012. Oxidation of gaseous elemental mercury in the presence of secondary organic aerosols, Atmos. Env. 59, 86-92.

Ryaboshapko, A., Bullock, R., Christensen, J., Cohen, M., Dastoor, A., Ilyin, I., Petersen, G., Syrakov, D., Artz, R., Davignon, D., Draxler, R., Munthe, J., 2007a. Intercomparison study of atmospheric Hg models: 1. Comparison of models with short-term measurements. Science of the Total Environment 376, 228-240.

Ryaboshapko, A., Bullock, R., Christensen, J., Cohen, M., Dastoor, A., Ilyin, I., Petersen G., Syrakov, D., Travnikov, O., Artz, R., Davignon, D., Draxler, R., Munthe, J., Pacyna, J., 2007b. Intercomparison Study of Atmospheric Hg Models: 2. Modeling results vs. long-term observations and comparison of country deposition budgets. Science of the Total Environment 377, 319-333.

Sackett, D.K., Aday, D.D., Rice, J.A., Cope, W.G., 2009. A statewide assessment of Hg dynamics in North Carolina water bodies and fish. Transactions of the American Fisheries Society 138, 1328-1341, doi:10.1577/T08-178.1.

Sælthun, N.R., 1996. The "Nordic" HBV model. Description and documentation of the model version developed for the project Climate Change and Energy Production. NVE Publication 7. Oslo: Norwegian Water Resources and Energy Administration.

Sampaio da Silva, D., Lucotte, M., Paquet, S., Davidson, R., 2009. Influence of ecological factors and of land use on Hg levels in fish in the Tapajós River basin, Amazon. Environmental Research 109, 432-446.

Sanei, H. Goodarzi, F., Outridge, P.M., 2010. Spatial distribution of Hg and other trace elements in recent lake sediments from central Alberta, Canada: An assessment of the regional impact of coal-fired power plants. International Journal of Coal Geology 82, 105-115, doi:10.1016/j.coal.2010.01.010.

Sandilands, K., 2001. Spreadsheet titled "979 Hg Mass Balance 2001 official.xls". Fisheries and Oceans Canada.

Scudder, B.C., Chasar, L.C., Wentz, D.A., Bauch, N.J., Brigham, M.E., Moran, P.W., Krabbenhoft, D.P., 2005. Mercury in Fish, Bed Sediment, and Water from Streams across the United States, 1998–2005. Report, U.S. Geological Survey, Scientific Investigations Report 2009-5109, 74 pp. Available at http://water.usgs.gov/nawqa/Hg/pubs/.

Selin, N.E., Jacob, D.J., Yantosca, R.M., Strode, S., Jaeglé, L., Sunderland, E.M. 2008. Global 3-D land-ocean-atmosphere model for mercury: present-day vs. pre-industrial cycles and anthropogenic enrichment factors for deposition, Global Biogeochemical Cycles, 22, GB2011, doi:10.1029/2007GB003040.

Sellers, P., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M, 2001. Fluxes of methylmercury to the water column of a drainage lake: The relative importance of internal and external sources. Limnology and Oceanography 46, 623-631.

Shanley, J.B., Chalmers, A.T., 2012. Streamwater fluxes of total Hg and methylmercury into and out of Lake Champlain. Environmental Pollution 161, 311-320, doi:10.1016/j.envpol.2011.07.006.

Shanley, J.B., Moore, R., Smith, R.A., Miller, E.K., Simcox, A., Kamman, N., Nacci, D., Robinson, K., Johnston, J.M., Hughes, M.M., Johnston, C., Evers, D., Williams, K., Graham, J., King, S., 2012. MERGANSER – An empirical model to predict fish and loon Hg in New England lakes. Environmental Science and Technology 46, 4641-4648, doi: 10.1021/es300581p.

Simoneau, M., Lucotte, M., Garceau, S., Laliberte, D., 2005. Fish growth rates modulate Hg concentrations in walleye (Sander vitreus) from eastern Canadian lakes. Environmental Research 98, 73-82.

Simonin, H.A., Loukmas, J.J., Skinner, L.C., Roy, K.M., 2008. Lake variability: Key factors controlling Hg concentrations in New York State fish. Environmental Pollution 154, 107-115.

Smith-Downey, N.V., Sunderland, E.M., Jacob, D.J., 2010. Anthropogenic impacts on global storage and emissions of Hg from terrestrial soils: Insight from a new global model. Journal of Geophysical Research 115, G03008.

Soerensen, A.L., Skov, H., Jacob, D.J., Soerensen, B.T., Johnson, M.S., 2010. Global concentrations of gaseous elemental mercury and reactive gaseous mercury in the marine boundary layer. Environ Sci Technol 44, 19, 7425-30, doi: 10.1021/es903839n.

Sosso-Kolle, K., 2008. Influences of geochemical features of the watershed on methylmercury export in streams: spatial and temporal trends. M.Sc. thesis, University of Ottawa, ON, 92 pp.

Steffen, A., Douglas, T., Amyot, M., Ariya, P., Aspmo, K., Berg, T., Bottenheim, J., Brooks, S., Cobbett, F., Dastoor, A., Dommergue, A., Ebinghaus, R., Ferrari, C., Gardfeldt, K., Goodsite, M. E., Lean, D., Poulain, A. J., Scherz, C., Skov, H., Sommar, J., Temme, C., 2008. A synthesis of atmospheric Hg depletion event chemistry in the atmosphere and snow. Atmospheric Chemisty and Physics 8, 1445-1482.

St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Beaty, K.G., Bloom, N.S., Flett, R.J., 1994. Importance of wetlands as sources of methylmercury to boreal forest ecosystems. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51, 1065-1076.

Subir, M., Ariya, P.A., Dastoor, A.P., 2011. A review of uncertainties in atmospheric modeling of mercury chemistry I. Uncertainties in existing kinetic parameters-Fundamental limitations and the importance of heterogeneous chemistry. Atmospheric Environment, 45, 32, 5664-5676.

Subir, M. Ariya, P. A., Dastoor, A. P., 2012. A review of the sources of uncertainties in atmospheric modeling II. Mercury surface and heterogeneous chemistry – A missing link, Atmos. Environ., 46, 1–10.

Suns, K. and Hitchin, G. 1990. Interrelationships between Mercury Levels in Yearling Yellow Perch, Fish Condition and Water Quality. Water, Air and Soil Pollution 650: 255-265.

Temme, C., Blanchard, P., Steffen, A., Banic, C., Beauchamp, S., Poissant, L., Tordon, R., Wiens, B., 2007. Trend, seasonal and multivariate analysis study of total gaseous Hg data from the Canadian atmospheric Hg measurement network (CAMNet). Atmospheric Environment 41, 5423-5441.

Travnikov O., Ilyin I., 2009. The EMEP/MSC-E Hg modeling system. In Pirrone N., Mason R.P. (Eds.), Hg Fate and Transport in the Global Atmosphere. Springer, Dordrecht, the Netherlands, pp. 571-587.

Tsiros, I.X., Ambrose, R.B., 1999. An environmental simulation model for Hg transport and fate in small rural catchments. Chemosphere 39, 477-492.

U.S. EPA, 2001. Total maximum daily load (TMDL) for total Hg in fish tissue residue in the middle and lower Savannah River watershed. Report, Athens, Georgia, 76 pp.

U.S. EPA, 2011. National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants From Coal- and Oil-Fired Electric Utility Steam Generating Units and Standards of Performance for Fossil-Fuel-Fired Electric Utility, Industrial-Commercial-Institutional, and Small Industrial- Commercial-Institutional Steam Generating Units. Federal Register 77, 9304-9513. Available at http://www.epa.gov/mats/actions.html.

Wade, A.J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessel, W.W., Raat, K.J., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K., Lepisto, A., 2002. A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. Hydrology and Earth System Sciences 6, 559-582.

Wade, A.J., Whitehead, P.G., Butterfield, D., 2002. The Integrated Catchments model of Phosphorus dynamics (INCA-P), a new approach for multiple source assessment in heterogeneous river systems: model structure and equations. Hydrology and Earth System Sciences 6, 583-606.

Watras, C.J., Back, R.C., Halvorsen, S., Hudson, R.J.M., Morrison, K.A. and Wente, S.P. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic food webs. The Science of the Total Environment 219:183-208.

Whitehead, P.G., Butterfield, D., Wade, A.J., 2009. Simulating metals and mine discharges in river basins using a new integrated catchment model for metals: pollution impacts and restoration strategies in the Aries-Mures river system in Transylvania, Romania. Hydrology Research 40, 323-346.

Wiener J.G., Knights, B.C., Sandheinrich, M.B., Jeremiason, J.D., Brigham, M.E., Engstrom, D.R., Woodruff, L.G., Cannon, W.F., Balogh, S.J., 2006. Mercury in soils, lakes, and fish in Voyageurs National Park (Minnesota): importance of atmospheric deposition and ecosystem factors. Environmental Science and Technology 20, 6281-6286.

Wiener, J.G., Martini R.E., Sheffy, T.B., Glass, G.E., 1990. Factors Influencing Mercury Concentrations in Walleyes in Nothern Wisconsin Lakes. Transactions of the American Fisheries Society 119, 862-870.

Wren, C.D. MacCrimmon, H.R., 1983. Mercury Levels in the Sunfish, *Lepomis gibbosus*, Relative to pH and Other Environmental Variables of Precambrian Shield Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 40, 1737-1744.

Wyn, B., Kidd, K.A., Burgess, N.M., Curry, R.A., 2009. Mercury biomagnification in the food webs of acidic lakes in Kejumkujik National Park and National Historic Site, Nova Scotia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 66, 1532-1545.

Zhang, L., Gong, S., Padro, J., Barrie, L.A., 2001. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. Atmospheric Environment 35, 549-560.

ANNEXE A.

INTRANTS ET EXTRANTS DES MODÈLES UTILISÉS DANS LE CADRE DE MODÈLES INTÉGRÉS

TABLE A1 Inputs, outputs and calibration parameters for models used in integrated model framework. CMC = Canadian Meteorological Centre

		M (atmosphérique) nford <i>et al</i> ., 2012)	
Champ d'intrant	Source de l'intrant	Champ d'évaluation	Champ d'extrant (simulé)
Température de l'air	Valeurs initiales du CMC	Température de l'airVitesse et direction du vent	Température de l'airVitesse et direction du vent
Vent	Valeurs initiales du CMC	 Précipitations Concentrations de Hg⁰ et de Hg²⁺ gazeux et particulaire 	 Précipitations Pression atmosphérique Rayonnement solaire
Pression atmosphérique	Valeurs initiales du CMC	Dépôt humide de Hg	 Concentrations de Hg⁰ et de Hg²⁺ gazeux et particulaire
Humidité atmosphérique	Valeurs initiales du CMC		 Dépôt humide de Hg Dépôt sec de Hg par catégorie d'utilisation des
Types d'utilisation des terres du bassin versant	CMC		terres : Hg ⁰ , Hg ²⁺ gazeux et particulaire
Couverture des glaces de mer	CMC		
Albédo	CMC		
Émissions de Hg par les terres et les océans : Hg ⁰	Mason (2009)		
Émissions anthropiques de Hg: Hg ⁰ , Hg ²⁺ gazeux et particulaire	AMAP (2011)		
Concentrations atmosphériques d'oxydants, de réducteurs	Modèle d'oxydant 3D externe		

INCA-Hg (terrestre) (Futter et al., 2012)

Champ d'intrant	Source de l'intrant	Champ d'évaluation	Champ d'extrant (simulé)
Température	Données de terrain	Débit du courant	Débit du courant
atmosphérique		Débit de ruissellement	Débit de ruissellement
Précipitations	Données de terrain	Débit des eaux souterraines	Débit des eaux souterraines
Rayonnement solaire	Données de terrain ou	• Concentrations de Hg dans le sol : Hg ⁰ , Hg ²⁺ , MeHg	 Concentrations de Hg dans le sol : Hg⁰, Hg²⁺, MeHg
Zone terrestre	littérature Données de terrain ou	 Concentrations de Hg dans les cours d'eau : Hg⁰, Hg²⁺, MeHg 	 Concentrations de Hg dans les cours d'eau : Hg⁰, Hg²⁺, MeHg
Types d'utilisation des	littérature Données de terrain ou	 Concentrations de Hg dans les eaux souterraines : Hg⁰, Hg²⁺, MeHg 	 Concentrations de Hg dans les eaux souterraines : Hg⁰, Hg²⁺, MeHg
terres du bassin versant	littérature		 Réactions du Hg : réduction, oxydation, méthylation, déméthylation,
Masse de chute de litière	Données de terrain ou littérature		Répartition du Hg
Dépôt atmosphérique humide de Hg	GRAHM		
Dépôt atmosphérique sec de Hg par catégorie d'utilisation des terres : Hg ⁰ , Hg ²⁺ gazeux et particulaire	GRAHM		
Chute de litière : Hg ⁰ , Hg ²⁺ , MeHg	Données de terrain ou littérature		
Pluie au sol : Hg ⁰ , Hg ²⁺ , MeHg	Données de terrain ou littérature		
COD dans les cours d'eau	Données de terrain ou littérature		

D-MCM (aquatique)

(EPRI, 2009)

Champ d'intrant	Source de l'intrant	Champ d'évaluation	Champ d'extrant (simulé)
Précipitations	Station météorologique la plus proche Station météorologique la plus	Concentrations de Hg dans la colonne d'eau : Hg ⁰ , Hg ²⁺ , MeHg dissout	Concentrations de Hg dans la colonne d'eau : Hg ⁰ , Hg ²⁺ , MeHg dissout
Rayonnement solaire	proche ou littérature	et particulaire	et particulaire
Période de couverture de glace	Données de terrain ou littérature	 Concentrations de Hg dans les sédiments solides: Hg²⁺, MeHg 	 Concentrations de Hg dans les sédiments solides : Hg²⁺, MeHg
Bathymétrie du lac	Données de terrain	Concentrations de Hg	Concentrations de Hg
Température et stratification thermique de l'eau du lac	Données de terrain ou littérature	dans l'eau interstitielle : Hg ²⁺ , MeHg	dans l'eau interstitielle : Hg ²⁺ , MeHg
Débit d'entrée d'eau	INCA-Hg	Répartition du Hg dans la colonne d'eau et les	 Spéciation thermodynamique du Hg
Élévation de la surface du lac	Données de terrain ou littérature	sédimentsConcentrations de MeHg	 Répartition du Hg dans la colonne d'eau et les
Solides en suspension dans l'eau du lac	Données de terrain ou littérature	dans le réseau trophique inférieur : phytoplancton,	sédiments. • Concentrations de MeHg
Vitesse de décantation des solides	Données de terrain ou littérature	zooplancton, benthos	dans le réseau trophique
Vitesse de remise en suspension des sédiments	Données de terrain ou littérature	 Concentrations de Hg dans le poisson, poissons (jusqu'à 3 espèces) 	inférieur : phytoplancton, zooplancton, benthos
Vitesse de décomposition des sédiments	Données de terrain ou littérature	 Flux de Hg²⁺, MeHg et Hg⁰: enfouissement, 	 Concentrations de Hg dans le poisson, poissons (jusqu'à 3
Porosité et masse volumique apparente des sédiments	Données de terrain ou littérature	libération, méthylation, déméthylation,	espèces) • Flux de Hg ²⁺ , MeHg, et
Dépôt humide de Hg	GRAHM	décantation	Hg ^o : enfouissement,
Dépôt sec de Hg	GRAHM	 Flux des solides : décantation, décomposition après 	libération, méthylation, déméthylation, décantation
Concentrations de Hg dans l'eau de captage : Hg ²⁺ , MeHg	INCA-Hg	enfouissement, remise en suspension	 Flux des solides : décantation,
Concentrations de Hg dans l'apport d'eau souterrain : Hg ²⁺ , MeHg	INCA-Hg	 Taux de croissance des poissons 	décomposition après enfouissement, remise en suspension
Source ponctuelle de Hg	Données de terrain ou littérature		 Taux de croissance des poissons
COD, pH, Cl, sulfate, sulfure et O ₂ dans l'eau de lac et l'eau interstitielle	Données de terrain ou littérature		
Contenu organique des sédiments	Données de terrain ou littérature		
Espèces de poissons	Données de terrain		
Taux de croissance et alimentation des poissons	Données de terrain ou littérature		
Taux de pêche	Données de terrain ou littérature		

HERMES (aquatic)

(Ethier et al., 2008, 2010a)

Champ d'intrant	Source de l'intrant	Champ d'évaluation	Champ d'extrant (simulé)
Précipitations Superficie du lac	Observation Données de terrain ou littérature	 Concentrations dissoutes et particulaires dans la colonne d'eau : Hg⁰, Hg²⁺, MeHg 	Concentrations dissoutes et particulaires dans la colonne d'eau : Hg ⁰ , Hg ²⁺ , MeHg
Profondeur moyenne du lac	Données de terrain ou littérature	 Concentrations de Hg dans les sédiments solides et l'eau interstitielle : Hg⁰, Hg²⁺, 	Concentrations de Hg dans les sédiments solides et l'eau interstitielle : Hg ⁰ , Hg ²⁺ , MoHg
Température du lac	Données de terrain ou littérature	MeHg	MeHg
Débit entrant	Données de terrain ou littérature	 Volatilisation du Hg Taux de dépôt du Hg dans les sédiments : 	 Volatilisation du Hg Taux de dépôt du Hg dans les sédiments : Hg⁰,
Matière particulaire en	Données de terrain ou littérature	Hg ⁰ , Hg ²⁺ , MeHg	Hg ²⁺ , MeHg
suspension : lac Matière particulaire en suspension : eau du débit	Données de terrain ou littérature		 Concentrations de Hg⁰, Hg²⁺ et MeHg dans le débit entrant
entrant	Dominees de terrain ou interature		
Vitesse de décantation des solides	Données de terrain ou littérature		
Vitesse de remise en suspension des sédiments	Données de terrain ou littérature		
Concentration de Hg, atmosphère : THg	GRAHM		
Concentration de Hg, eau du débit entrant : THg	INCA-Hg		
Émission anthropique de Hg dans l'eau (déversement) : THg	Données de terrain ou littérature		
Émission de Hg à partir de sédiments sous-jacents : THg	Données de terrain ou littérature		

ANNEXE B.

CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DES SIX ÉCOSYSTÈMES MODÉLISÉS

,	77	Big Dar	Big Dam (ouest), NÉ.	Lac Ha	Lac Harp, Ont.	Lac Div	Lac Dickie, Ont.	Lac 24	Lac 240 (RLE), Ont.	Lac Pha	Lac Phantom, Sask.	Lac Wab	Lac Wabamun, Alb.
rarametre	UNITE	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence
Caractéristiques physiques	senb												
Latitude	No	44,41	Environnement Canada	45,41	Environnement Canada	45,22	Environnement Canada	49,69	Environnement Canada	54,72	Environnement Canada	53,51	Environnement Canada
Longitude	0.	65,30	Environnement Canada	79,16	Environnement Canada	79,07	Environnement Canada	93,65	Environnement Canada	101,87	Environnement Canada	114,63	Environnement Canada
Sources locales du mercure?		Éloigné	0'Driscoll, Rencz et Lean (2005)	chalets	The Experience Travels Network (2011)	chalets	The Experience Travels Network (2011)	éloigné	Orihel <i>et al.</i> (2006)	source locale	Outridge <i>et al.</i> (2011)	source locale	Mitchell et Prepas (1990)
Température atmosphérique	ე.	7,3	Environnement Canada	5,0	Environnement Canada	5,4	Environnement Canada	3,1	Environnement Canada	1,2	Environnement Canada	3,4	Environnement Canada
Précipitations	mm an ⁻¹	1428	Environnement Canada	286	Environnement Canada	962	Environnement Canada	730	Environnement Canada	486	Environnement Canada	434	Environnement Canada
Apport en ruissellement moyen du bassin versant	mm an ⁻¹	904	Hydro- Ecological Landscapes and Processes Project (2009)	484	Yao <i>et al.</i> (2009)	400-500	Buttle et Eimers (2009)	426	Creed <i>et al.</i> (2008)	121	Choi et al. (2009)	1	ı
Superficie du bassin versant	km²	31,2	0'Driscoll <i>et al.</i> (2005)	5,4	Hutchinson <i>et al.</i> (1994)	5,0	Hutchinson <i>et al.</i> (1994)	7,2	Sellers, Kelly et Rudd (2001)	21,0	Paul Arp (Université du Nouveau- Brunswick; données non publiées)	259	Mitchell et Prepas (1990)
Pente moyenne du bassin versant	%	I	ı	12	Mills <i>et al.</i> (2009)	9	Mills <i>et al.</i> (2009)	I	I	I	I	I	I
Terres humides dans le bassin versant	%	5,9	0'Driscoll <i>et al.</i> (2005)	7	Richardson (2011)	22	Richardson (2011)	1,2	Paul Arp (Université du Nouveau- Brunswick; données non publiées)	9,2	Paul Arp (Université du Nouveau- Brunswick; données non publiées)	20,9	Emmerton (2011)
Terres humides dans le bassin versant	km²	2,4	calculé	0,4	calculé	1,1	calculé	0,1	calculé	1,9	calculé	54	calculé
Superficie du lac	km²	1,05	0'Driscoll <i>et al.</i> (2003)	0,71	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	0,94	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	0,44	Sellers, Kelly et Rudd (2001)	4,78	Environnement Canada	81,8	Mitchell et Prepas (1990)

:	:	Big Dan	Big Dam (ouest), NÉ.	Lac H	Lac Harp, Ont.	Lac Di	Lac Dickie, Ont.	Lac 24	Lac 240 (RLE), Ont.	Lac Phai	Lac Phantom, Sask.	Lac Wal	Lac Wabamun, Alb.
Parametre	Unite	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence
			(2005)										
Vitesse de sédimentation	g m ⁻² an ⁻¹	46	0'Driscoll <i>et al.</i> (2005)	111	Eimers <i>et al.</i> (2006)	164	Eimers <i>et al.</i> (2006)	167	Jane Kirk (Environnement Canada; données non publiées)	252	Jane Kirk (Environnement Canada; données non publiées)	166	Jane Kirk (Environnement Canada; données non publiées)
Masse volumique apparente des sédiments	g cm-3	0,05	O'Driscoll, Rencz et Lean (2005)	~1,06 (5 premiers cm)	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	~1,06 (5 premiers cm)	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	I	I	I	I	I	I
Contenu organique des sédiments	%	6	O'Driscoll, Rencz et Lean (2005)	~25 (5 premiers cm)	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	~25 (5 premiers cm)	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	1,6 (perte par calcination)	Orihel <i>et al.</i> (2006)	17,6	Jane Kirk (Environnement Canada; données non publiées)	18,1	Jane Kirk (Environnement Canada; données non publiées)
Concentrations de mercure pertinentes pour l'étude des lacs	rcure pertine	entes pour l'a	étude des lacs										
Concentration de Hg, atmosphère : Hg ^o	ng m -3	1,10	NAtChem (2012)	1,64	NAtChem (2012)	1,64	NAtChem (2012)	1,61	J. Graydon, V. St. Louis (Université de l'Alberta; données non publiées)	4,53	R. Mintz (Environnement Canada; données non publiées)	1,62	R. Mintz (Environnement Canada; données non publiées)
Concentration de Hg, atmosphère : Hg²+ gazeux	pg m-³	0,62	NAtChem (2012)	3,76	G. Stupple, B. Branfireun (Université de Toronto) et Dorset Environmental Science Centre (données non publiées)	3,76	G. Stupple, B. Branfireun (Université de Toronto) et Dorset Environmental Science Centre (données non publiées)	1,12	J. Graydon, V. St. Louis (Université de l'Alberta; données non publiées)	3,91	R. Mintz (Environnement Canada; données non publiées)	5,07	R. Mintz (Environnement Canada; données non publiées) :
Concentration de Hg, atmosphère : Hg²⁺ particulaire	pg m-³	6,35	NAtChem (2012)	2,01	G. Stupple, B. Branfireun (Université de Toronto) et Dorset Environmental Science Centre (données non publiées)	2,01	G. Stupple, B. Branfireun (Université de Toronto) et Dorset Environmental Science Centre (données non publiées)	4,77	J. Graydon, V. St. Louis (Université de l'Alberta; données non publiées)	32,46	R. Mintz (Environnement Canada; données non publiées)	4,50	R. Mintz (Environnement Canada; données non publiées)
Dépôt humide de Hg : THg	µg m² an¹	7,34	NAtChem (2012)	5,08	Environnement Canada et National Atmospheric Deposition Program (2010)	5,08	Environnement Canada et National Atmospheric Deposition Program (2010)	3,58	Graydon <i>et al.</i> , 2008	24,33	R. Mintz (Environne- ment Canada; données non publiées)	2,08	R. Mintz (Environnement Canada; données non publiées)

	i i	Big Dan	Big Dam (ouest), NÉ.	Lac H	Lac Harp, Ont.	Lac Di	Lac Dickie, Ont.	Lac 24	Lac 240 (RLE), Ont.	Lac Pha	Lac Phantom, Sask.	Lac Wab	Lac Wabamun, Alb.
raramene		Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence
Rapport entre la superficie du bassin versant et la superficie du lac	aucune unité	29,7	calculé	7,6	calculé	5,3	calculé	16,4	calculé	4,4	calculé	3,2	calculé
Profondeur du lac : moyenne	Ε	2,5	0'Driscoll <i>et al.</i> (2003)	13,3	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	5,0	Eimers <i>et al.</i> , 2006	6,1	Sellers, Kelly et Rudd (2001)	5,5	Environnement Canada	6,3	Mitchell et Prepas (1990)
Profondeur du lac : maximum	E	9,5	0'Driscoll <i>et al.</i> (2003)	37,5	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	12	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	13,1	Sellers, Kelly et Rudd (2001)	19	Environnement Canada	11	Mitchell et Prepas (1990)
Volume de l'eau du lac	km³	2, 6E-03	0'Driscoll <i>et al.</i> (2005)	9,5E-03	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	4,7E-03	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	2,7E-03	calculé	2,6E-02	calculé	0,52	calculé
Temps de séjour	jours	28	0'Driscoll <i>et al.</i> (2003)	1241	Mills et al. (2009)	694	Mills <i>et al.</i> (2009)	548	Sellers, Kelly et Rudd (2001)	2992	Environne- ment Canada	36 500	Mitchell et Prepas (1990)
Température annuelle moyenne de l'eau du lac	J.	10	estimée (section 8.9.1.1)	7	Dorset Environ- mental Science Centre (données non publiées)	10	Dorset Environmental Science Centre (données non publiées)	6	estimée (section 8.9.1.1)	6	estimée (section 8.9.1.1)	6	estimée (section 8.9.1.1)
Stratification thermique de l'eau du lac	1	saison- nière	Kerekes et Schwinghamer (1973)	oni	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	saisonnière	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	ı	ı	1	ı	faible	Mitchell et Prepas (1990)
Caractéristiques chimiques et biologiques des lacs	iques et biol	ogiques des	lacs										
État trophique	1	oligo- trophe	Ethier <i>et al.</i> (2008)	oligotrophe	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	dystrophe	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	oligo- trophe	Sellers, Kelly et Rudd (2001)	1	ı	Légèrement eutrophe	Mitchell et Prepas (1990)
Anoxie hypolymnique	1	I	I	OU	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	fin de l'été	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	I	I	ı	I	uou	Emmerton (2011)
Hd	I	5,1	Hickey <i>et al.</i> (2005)	9'9	Mills <i>et al.</i> (2009)	0'9	Mills <i>et al.</i> (2009)	7,1	Orihel <i>et al.</i> (2006)	6,7	Données sur le lac Phantom, 2009	8,5	Emmerton (2011)
COD	⊩J BW	5,6	Hickey <i>et al.</i> (2005)	4,4	Mills <i>et al.</i> (2009)	6'9	Mills <i>et al.</i> (2009)	7,7	Orihel <i>et al.</i> (2006)	8,3	Données sur le lac Phantom, 2009	11,0	Mitchell et Prepas (1990)
Chlorure	mg L-1	4,8	0'Driscoll <i>et al.</i> (2005)	2,8	Dorset Environ- mental Science Centre (données non publiées)	5,4	Dorset Environ- mental Science Centre (données non publiées)	0,2	Orihel <i>et al.</i> (2006)	_	ı	10,2	Emmerton (2011)
Sulfate	mg L-1	1,7	Hickey <i>et al.</i> (2005)	6,2	Dorset Environ- mental Science Centre (données non publiées)	5,0	Dorset Environ- mental Science Centre (données non publiées)	2,2	Orihel <i>et al.</i> (2006)	11,9	Données sur le lac Phantom, 2009	79,3	Emmerton (2011)
Oxygène	₁-J ɓш	11,1	0'Driscoll <i>et al.</i> (2005)	5,8	Richardson (2011)	4,4	Richardson (2011)	9~	Sellers, Kelly et Rudd (2001)	-	I	8,7	Emmerton (2011)
Matière particulaire en suspension	mg L-1	10,9	O'Driscoll, Rencz et Lean	1	ı	1	1	ı	1	1	ı	5,0	Emmerton (2011)

		Big Dan	Big Dam (ouest), NÉ.	Lac Ha	Lac Harp, Ont.	Lac Die	Lac Dickie, Ont.	Lac 24	Lac 240 (RLE), Ont.	Lac Phan	Lac Phantom, Sask.	Lac Wab	Lac Wabamun, Alb.
Parametre	Unite	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence	Valeur	Référence
Concentration de Hg, eau du débit entrant, non filtrée : THg	ng L-1	1,45	Clair <i>et al.</i> (2005)	5,01	Dorset Environmental Science Centre (données non publiées)	7,75	Dorset Environ- mental Science Centre (données non publiées)	I	ı	I	I	I	I
Concentration de Hg, eau du débit entrant, non filtrée : MeHg	ng L-1	0,04	Clair <i>et al.</i> (2005)	0,44	Dorset Environmental Science Centre (données non publiées)	0,80	Dorset Environ- mental Science Centre (données non publiées)	0,12	Sellers, Kelly et Rudd (2001)	ı	I	I	I
Concentration de Hg, épilimnion, non filtré : THg	ng L-1	3,7 (n=84; 1997- 1999, 2001)	Hickey <i>et al.</i> , 2005; O'Driscoll et al., 2005	1,60 (n=10; 2005)	Ethier (2010c)	2,17 (n=12; 2005)	Ethier (2010c)	1,27 (n=132; 1991-2001)	Sandilands (2001)	1,50 (n=3, 2008- 2009)	Jane Kirk (Environne- ment Canada; données non publiées)	0,27 (n=3; 2008- 2009)	Jane Kirk (Environnement Canada; données non publiées)
Concentration de Hg, épilimnion, non filtré : MeHg	ng L-1	0,1 (2001)	Hickey <i>et al.,</i> 2005; O'Driscoll et al., 2005	0,09 (n=44; 2005-2006)	Ethier (2010c)	0,14 (n=46; 2005-2006)	Ethier (2010c)	0,071 (n=144; 1991-2001)	Sandilands (2001)	0,08 (n=2; 2009)	Jane Kirk (Environne- ment Canada; données non publiées)	0,09 (n=2; 2009)	Jane Kirk (Environnement Canada; données non publiées)
Concentration de Hg, colonne d'eau du lac, non filtrée : THg	ng L-1	2,93	0'Driscoll, Rencz et Lean (2005)	1,60	Dorset Environ- mental Science Centre (données non publiées)	2,17	Dorset Environ- mental Science Centre (données non publiées)	~2 - 5	Orihel <i>et al.</i> (2006)	2,34	Jane Kirk (Environne- ment Canada; données non publiées)	0,27	Jane Kirk (Environnement Canada; données non publiées)
Concentration de Hg, colonne d'eau du lac, filtrée : THg	ng L-1	2,49	0'Driscoll, Rencz et Lean (2005)	ı	ı	ı	I	2 – 4	Orihel <i>et al.</i> (2006)	I	I	I	I
Concentration de Hg, colonne d'eau du lac, non filtrée : MeHg	ng L-1	0,11	O'Driscoll, Rencz et Lean (2005)	0,09	Dorset Environ- mental Science Centre (données non publiées)	0,14	Dorset Environ- mental Science Centre (données non publiées)	90'0~	Sellers, Kelly et Rudd (2001)	0,06	Jane Kirk (Environne- ment Canada; données non publiées)	60'0	Jane Kirk (Environnement Canada; données non publiées)
Concentration de Hg, colonne d'eau du lac, filtrée : MeHg	ng L-1	90'0	O'Driscoll, Rencz et Lean (2005)	1	1	1	1	<0,02	Orihel <i>et al.</i> (2006)	1	I	I	I
Concentration de Hg, sédiments littoraux solides : THg	ng g ⁻¹ ps	1	-	~120 (0-5 cm; n=10; 2005)	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	~50 (0-5 cm; n=8; 2005)	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	4 – 7 (0-2 cm; n=3; 2002)	Orihel <i>et al.</i> (2006)	1	-	ı	ı
Concentration de Hg, sédiments littoraux solides : MeHg	ng g ⁻¹ ps	I	ı	~0,8 (0-5 cm; n=10; 2005)	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	~1,0 (0-5 cm; n=7; 2005)	Ethier <i>et al.</i> (2010b)	0,03 – 0,1 (0-2 cm; n=3; 2002)	Orihel <i>et al.</i> (2006)	1	1	1	1

ANNEXE C.

RENSEIGNEMENTS SUPPLÉMENTAIRES SUR LES ÉTALONNAGES ET L'ANALYSE DE SENSIBILITÉ DE SIX LACS DU PROGRAMME DE RÉGLEMENTATION DE LA QUALITÉ DE L'AIR (PRQA) À L'AIDE DU MODÈLE INCA-HG

Étalonnage du modèle INCA-Hg

Les concentrations simulées de mercure total (THg) dans les cours d'eau du bassin versant modélisé de Big Dam (ouest) (figure 9-22a) étaient plus élevées au printemps qu'en automne, avec des pics fréquents en octobre et en novembre. En été et en hiver, les concentrations étaient intermédiaires et faibles, respectivement. Les concentrations de MeHg dans les cours d'eau ont affiché un cycle saisonnier similaire. Toutefois, les concentrations de MeHg les plus élevées ont généralement été observées en novembre, avec des pics plus faibles en mai; les concentrations les plus faibles ont été constatées à la fin de l'été/au début de l'automne. La similitude entre la saisonnalité des concentrations laisse croire que, dans ce grand bassin versant ayant une longue portée caractérisée par les terres humides adjacentes, les concentrations de MeHa dépendent fortement de la méthylation dans le cours d'eau; les concentrations élevées de THg fournissent une plus grande quantité de substrats pour la méthylation dans le cours d'eau.

En ce qui concerne les sous-bassins des lacs Harp et Dickie, les concentrations simulées et observées de THg dans les cours d'eau (figure 9.22b,c) étaient plus faibles en hiver et atteignaient normalement leur sommet en été et au début de l'automne lorsque les débits et la dilution connexe sont relativement faibles. Toutefois, l'écoulement souterrain et le transport de Hg qui y est associé se sont poursuivis. Les concentrations simulées et observées de MeHg dans le débit de cours d'eau étaient également plus faibles en hiver. En règle générale, les pics de concentration du MeHg se produisaient entre le printemps et le début de l'automne; les températures plus élevées favorisaient la méthylation.

Au lac 240 (figure 9.22d), les concentrations de THq les plus élevées dans l'eau de ruissellement ont été constatées au printemps et à l'automne, probablement en raison des conditions de fort débit pouvant favoriser l'écoulement souterrain dans les sols de surface riches en Hg (Lee, Bishop et Munthe, 2000). À l'opposé, les concentrations de MeHg étaient généralement élevées en été et en hiver, et occasionnellement élevées pendant tout l'automne. Cela concorde avec les observations de concentrations élevées de MeHg en fin d'été dans d'autres cours d'eau de la forêt boréale, lesquelles sont attribuables à des taux de méthylation élevés, à de faibles débits de cours d'eau et à la dilution connexe (Lee, Bishop et Munthe, 2000; Branfireun et Roulet, 2002; Futter et al., 2012). En outre, en été, il est fréquent d'observer des conditions de réduction dans les zones de terres humides, ce qui peut entraîner des taux plus élevés de réduction du soufre et de méthylation du Hg (Selvendiran, 2008).

Au lac Phantom, les concentrations simulées de THq dans les cours d'eau étaient plus élevées pendant l'été. En règle générale, les concentrations étaient faibles en hiver (figure C1). Les concentrations les plus faibles ont été générées dans le cadre d'une simulation reposant sur la configuration de modèle du lac Big Dam (ouest). Les concentrations étaient plus stables et légèrement plus élevées que celles issues de la simulation basée sur la configuration de modèle du lac 240. La plus grande variabilité a été générée par les configurations des écosystèmes de Dorset. Encore une fois, les concentrations de MeHg les plus faibles ont été produites par la configuration de modèle du lac Big Dam (ouest). Les autres configurations ont donné des résultats similaires. Cependant, la configuration de modèle du lac 240 a généré un pic au début de l'hiver, tandis que les

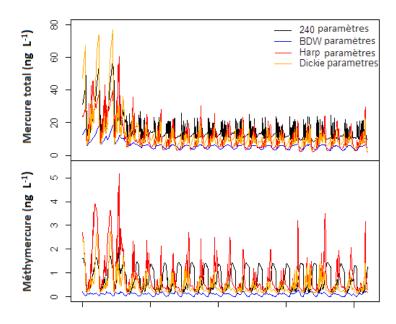


FIGURE 9C1 Modeled stream total mercury (THg) and merthyl mercury (MeHg) concentrations from the Integrated Catchments Model (INCA)-Hg base runs for Phantom Lake.

configurations de Dorset ont produit un pic automnal. D'un point de vue saisonnier, les concentrations des configurations du lac Big Dam (ouest) étaient intermédiaires et relativement constantes de la fin du printemps à la fin de l'automne, et elles étaient faibles pendant l'hiver et le début du printemps.

Au lac Wabamun, les concentrations simulées de THg et de MeHg dans les cours d'eau étaient plus élevées dans le sous-bassin Wabamun 1 que dans le sous-bassin Wabamun 2 (figure C2). Toutefois, la saisonnalité des concentrations était la même pour les deux sous-bassins; les deux simulations de modèles ne sont différenciées que par leur dépôt de Hg. Tout comme au lac Phantom, les concentrations de THg et de MeHg étaient plus faibles dans le cas des simulations basées sur la configuration de modèle du lac Big Dam (ouest). En outre, les concentrations simulées de THg dans les cours d'eau les plus élevées et les plus faibles ont été observées en été et en hiver. respectivement, pour les quatre configurations de modèle. Cependant, les pics de concentration avaient tendance à se produire un peu plus tard dans les configurations de Dorset que dans celles du lac Big

Dam (ouest) et du lac 240. Les pics de concentration de MeHg étaient faibles et se produisaient au printemps/début de l'été en ce qui concerne la configuration de modèle du lac Big Dam (ouest), et ils étaient élevés et se produisaient généralement à la fin de l'été et au début de l'automne dans les configurations de Dorset. Enfin, dans les configurations du lac 240, les pics s'observaient habituellement à l'automne.

Analyse de sensibilité du modèle INCA-Hg

Il existe de bonnes chances que la sensibilité du rendement du modèle INCA-Hg envers les divers processus varie d'un bassin versant à un autre. Par conséquent, il convient d'effectuer des analyses de sensibilité à différents sites pour relever les processus dont dépendent invariablement les extrants de modèle. En raison de contraintes de temps, une seule analyse de sensibilité a été effectuée, soit dans le sous-bassin HP5 du lac Harp. Une analyse de l'espace des paramètres (2 500 passes du modèle) par la méthode Monte Carlo a été réalisée à l'aide d'un

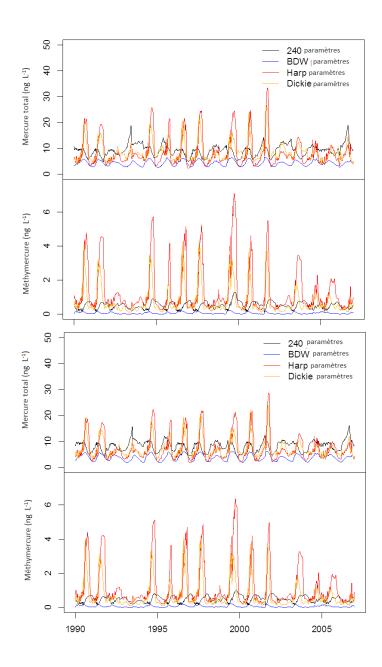


FIGURE 9C2 Modeled stream total mercury (THg) and merthyl mercury (MeHg) concentrations from the Integrated Catchments Model (INCA)-Hg base runs for a) the Wabamun 1 subcatchment, and b) the Wabamun 2 subcatchment.

échantillonnage hypercube latin (Futter et al., 2007, 2012). Les valeurs des paramètres ont été recueillies à partir d'une distribution rectangulaire a priori et les limites de l'hypercube ont été fixées à ±10 % de la valeur de paramètre de la simulation de référence pour le lac Harp. Après l'analyse de Monte Carlo. des statistiques de Nash-Sutcliffe ont été calculées de facon séparée pour les concentrations de THq et de MeGH dans les cours d'eau. Un classement combiné a été calculé pour chaque passe de modèle en additionnant le classement attribué à chacune de leurs deux statistiques. On a sélectionné les 100 passes de modèle dont le classement combiné était le moins élevé. À partir de ces 100 simulations de rendement, on a calculé l'importance de la sensibilité des paramètres à un niveau de confiance de 95 % à l'aide du test de Kolmogorov-Smirnov (Hastings, 1997) en combinaison avec la méthode Bonferroni (Shaffer, 1995). Enfin, la qualité de l'ajustement pour le THq et le MeHa a été évaluée, de facon individuelle et combinée.

En règle générale, à l'aide de la configuration du lac Harp, il a été déterminé que le rendement du modèle INCA-Ha était sensible aux processus hydrologiques, de carbone terrestre et de mercure terrestre, mais pas aux processus dans les cours d'eau; les concentrations de Hg sont principalement établies à l'aide de processus dans le bassin versant. Cependant, la sensibilité du modèle aux paramètres dans les cours d'eau pourrait être accrue dans les bassins versants dont la longueur des cours d'eau est importante, comme Big Dam (ouest). Le rendement du modèle avait tendance à être plus sensible à l'hydrologie et aux processus liés au Hg et au carbone organique dans les couches du sol supérieur par rapport au sol inférieur. Un tel comportement a été observé dans les études sur le terrain (Grigal, 2002). La sensibilité importante du rendement du modèle à la température de méthylation et de déméthylation et de transformation du carbone organique laisse supposer que le climat pourrait jouer un rôle important dans la détermination du cycle du mercure dans les bassins versants terrestres.

Tant dans les hautes terres que dans les terres humides, le rendement du modèle fondé sur le Ha et la combinaison MeHq/THq était fortement sensible aux processus liés au carbone organique, en particulier ceux qui contrôlent la sorption et la désorption. Étant donné que l'on suppose, dans le modèle INCA-Hq. que l'ensemble du Hq2+ et du MeHq dans le sol est associé au carbone organique, le déplacement du Hq entre la phase solide et la phase dissoute est estimé à partir des taux de sorption et de désorption de carbone organique dans le sol. Cela donne à penser que l'exportation de Hg à partir du bassin versant est influencée par la quantité de Hg présent dans l'eau du sol, qui est contrôlée par les processus de sorption et de désorption: des mesures solides du Ha dans l'eau du sol sont exigées pour restreindre davantage les efforts de modélisation. Le fait que le rendement du modèle fondé sur le MeHg seul était sensible uniquement au multiplicateur de dépendance de la température dans les zones humides relativement à la méthylation ou à la déméthylation (tableau 9-4) met en en évidence le rôle important joué par les terres humides pour déterminer l'exportation de MeHg du bassin versant ainsi que l'importance du traitement du Mg, en particulier la méthylation, dans les terres humides.

ANNEXE D.

RENSEIGNEMENTS SUPPLÉMENTAIRES SUR L'ÉTALONNAGE DU D-MCM POUR SIX LACS DU PRQA

Le modèle D-MCM a été étalonné pour chacun des six lacs du PRQA à l'aide d'observations s'échelonnant de 1990 à 2006 sur les conditions dans les lacs et les charges externes de Hg issues des modèles GRAHM et INCA-Hg. Le modèle a d'abord été étalonné en fonction de l'étude METAALICUS. Au besoin, des ajustements

ont été apportés, un lac à la fois, pour améliorer la cohérence du modèle avec les observations. Les figures D1 à D6 renferment les résultats des observations et de l'étalonnage du modèle pour le Hg²⁺ et le MeHg inorganiques dans l'eau et les sédiments, ainsi que pour le MeHg dans le poisson, pour chacun des lacs.

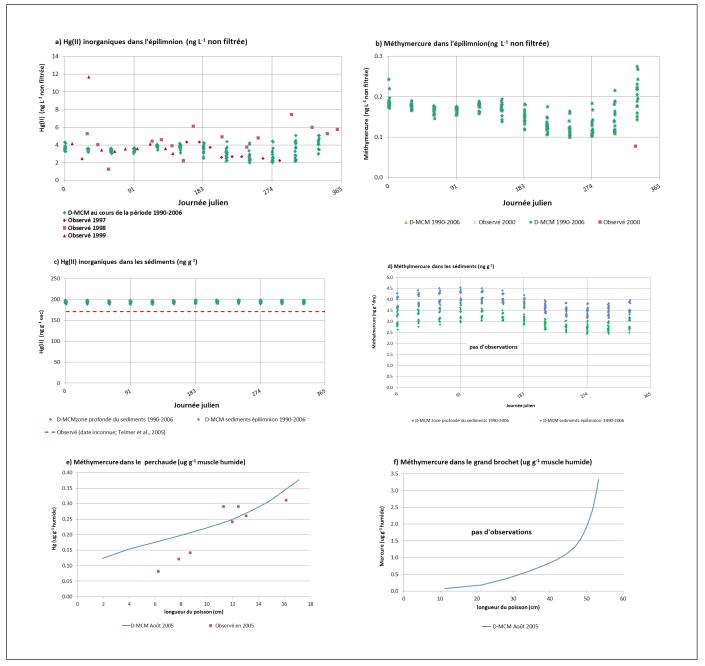


FIGURE 9D1 Dynamic Mercury Cycling Model (D-MCM) calibration results for inorganic mercury (Hg²⁺) and methyl mercury (MeHg) concentrations in Big Dam West Lake, NS. Results are presented for 1990-2006 after repeating the 17 year cycle of annual Hg loads 6 times from 1990-2006. Plots for water and sediments use Julian day on the x-axis and show the range of modeled concentrations over 17 years for each month. Fish observations and model outputs are for specific dates.

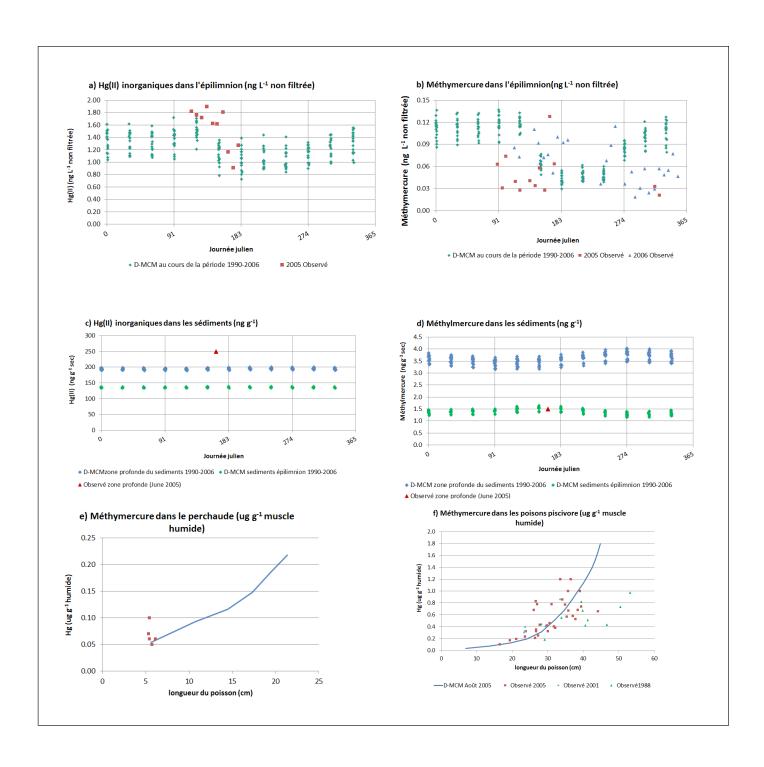


FIGURE 9D2 Dynamic Mercury Cycling Model (D-MCM) calibration results for inorganic mercury (Hg²⁺) and methyl mercury (MeHg) concentrations in Harp Lake, ON. Results are presented for 1990-2006 after repeating the 17 year cycle of annual Hg loads 6 times from 1990-2006. Plots for water and sediments use Julian day on the x-axis and show the range of modeled concentrations over 17 years for each month. Fish observations and model outputs are for specific dates.

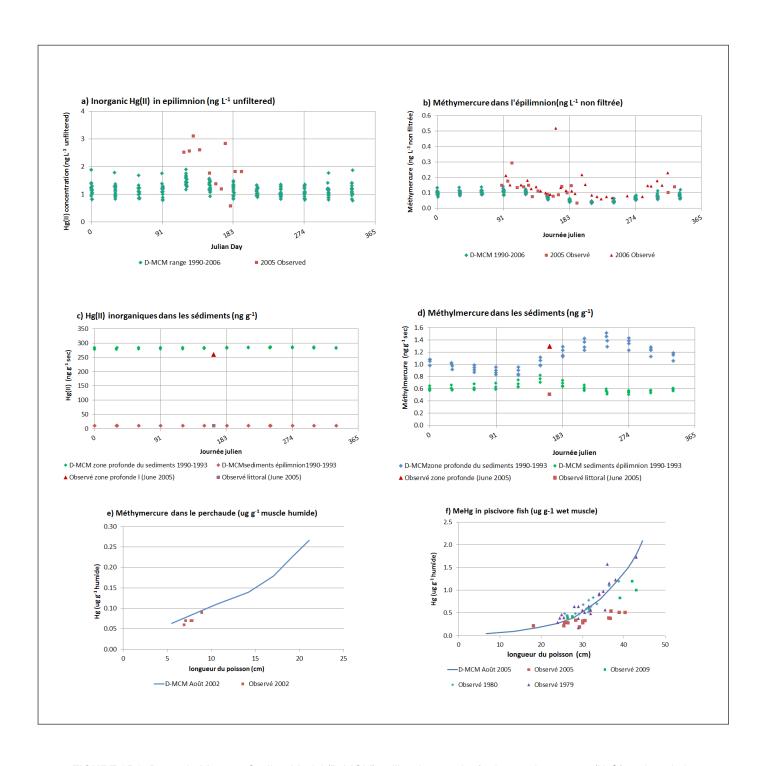


FIGURE 9D3 Dynamic Mercury Cycling Model (D-MCM) calibration results for inorganic mercury (Hg²⁺) and methyl mercury (MeHg) concentrations in Dickie Lake, ON. Results are presented for 1990-2006 after repeating the 17 year cycle of annual Hg loads 6 times from 1990-2006. Plots for water and sediments use Julian day on the x-axis and show the range of modeled concentrations over 17 years for each month. Fish observations and model outputs are for specific dates.

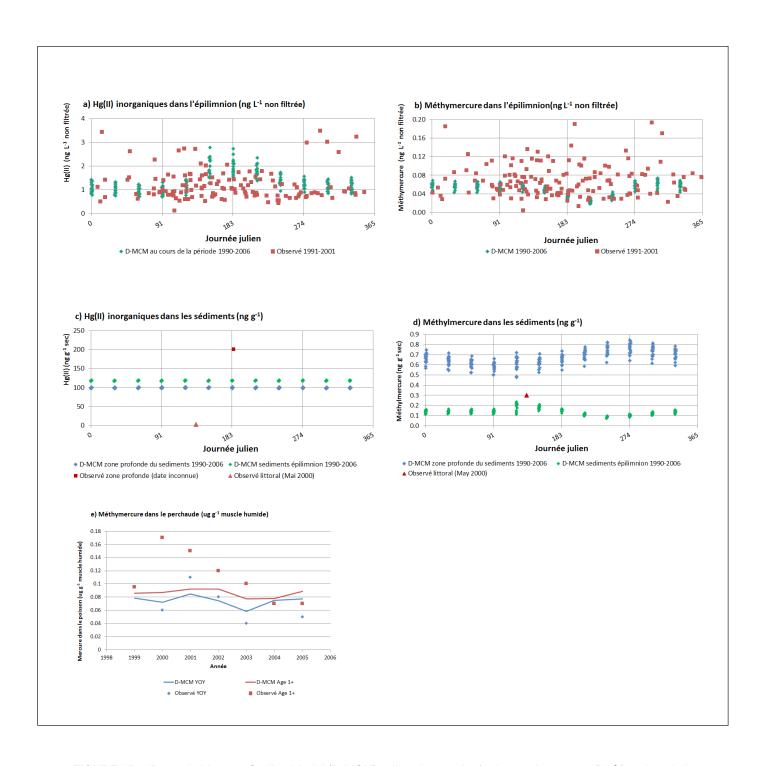


FIGURE 9D4 Dynamic Mercury Cycling Model (D-MCM) calibration results for inorganic mercury (Hg²+) and methyl mercury (MeHg) concentrations in Lake 240, ON. Results are presented for 1990-2006 after repeating the 17 year cycle of annual Hg loads 6 times from 1990-2006 times. Plots for water and sediments use Julian day on the x-axis and show the range of modeled concentrations over 17 years for each month. Fish observations and model outputs are for specific dates.

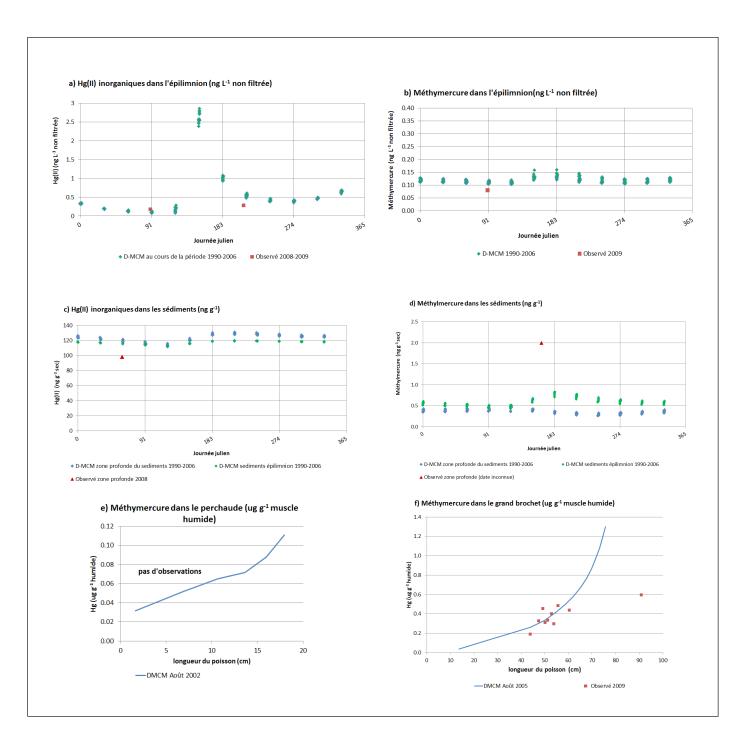


FIGURE 9D5 Dynamic Mercury Cycling Model (D-MCM) calibration results for inorganic mercury (Hg²⁺) and methyl mercury (MeHg) concentrations Wabamun Lake, AB. Results are presented for 1990-2006. Plots with Julian day on the x-axis show the range of modeled concentrations over 17 years for each month. Fish observations and model outputs are for specific dates. Sediment data from Telmer *et al.*, 2005.

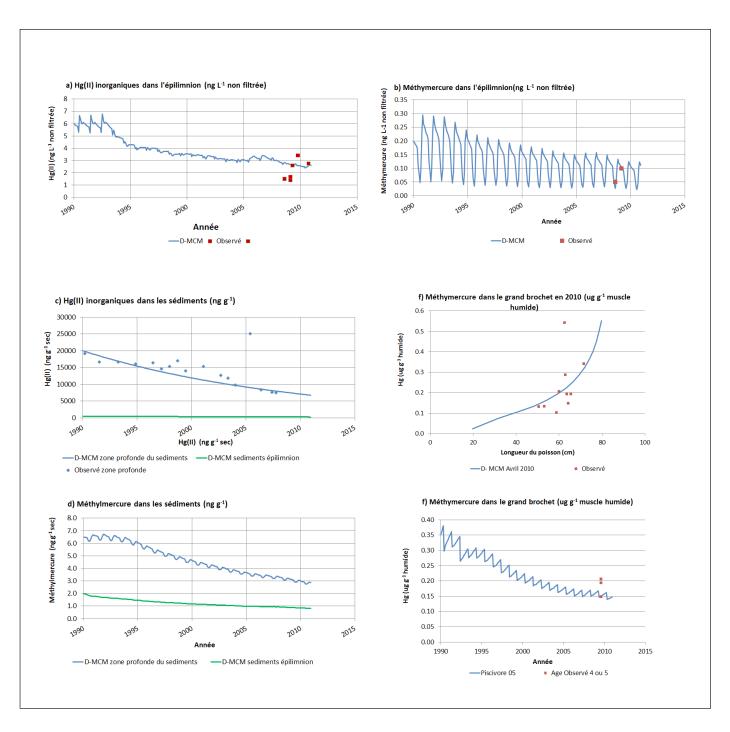


FIGURE 9D6 Dynamic Mercury Cycling Model (D-MCM) calibration results for inorganic mercury (Hg²+) and methyl mercury (MeHg) concentrations in Phantom Lake, SK. Results are presented for 1990-2006. Fish observations and model outputs are for specific dates.

TABLEAU D1 Ajustements apportés à l'étalonnage des modèles pour les lacs à l'étude. Les ajustements sont indiqués sous la forme d'une variation en pourcentage par rapport à l'étalonnage du modèle de référence pour le lac 658.

Description de la variable	Lac Harp	Lac Big Dam (ouest)	Lac Dickie	Lac 240	Lac Phantom	Lac Wabamun
Méthylation/déméthylation						
Constante de déméthylation biologique	+67%	0%	0%	+67%	+67%	+67%
Constante de méthylation dans les sédiments	0%	0%	0%	0%	0%	+650%
Constante de méthylation dans la colonne d'eau	0%	-87%	0%	0%	0%	-87%
Photochimie						
Constante de photodégradation du MeHg	+50%	0%	0%	0%	0%	+50%
Constante d'oxydation du Hg ^o	0%	0%	0%	0%	0%	Est passé de 0 à 0,1 +445 %
Constante de réduction du Hg ²⁺ inorganique	0%	-99%	0%	0%	-99%	+445%
Répartition du Hg dans les solide	s abiotiques					
Constante de répartition des solides en suspension pour le Hg ²⁺ inorganique	0%	-55 – -8%	0%	-100 – 0%	-18 – -8%	0% – +355%
Constante d'adsorption du Hg ²⁺ inorganique dans les sédiments	-67%	-90%	0%	0%	-90%	+2567%
Constante de saturation du Hg ²⁺ inorganique dans les sédiments	-67%	-67%	-67%	0%	+1167%	+167%
Constante de répartition du MeHg (épilimnion)	-38 – 0%	-38 – 0%	-38 – 0%	-38 – 0%	-88 – -69%	-38 – 0%
Répartition du MeHg dans le rése	au trophique	inférieur				
Constante de répartition du MeHg dans le zooplancton/ phytoplancton	0%	-25%	0%	+125%	0%	+75%
Constante de répartition du MeHg dans le benthos	0%	0%	0%	+317%	0%	+233%
Constante du taux d'absorption du MeHg par le phytoplancton	0%	-14%	0%	0%	-6%	0%

Les résultats de l'étalonnage du modèle concernant les quatre lacs éloignés (Harp, Dickie, Big Dam [ouest] et lac 240) représentaient des concentrations à l'état stable provenant des charges de mercure dans les lacs de 1990 à 2006. Cela a été obtenu en répétant le cycle de charge de 17 ans six fois (102 ans) avant de déclarer les flux et concentrations de mercure mensuels pour un dernier cycle de 17 ans. Les résultats sont présentés pour les concentrations de Ha dans l'eau et les sédiments en fonction du jour julien sur l'axe des x. Dix-sept points de modèle sont indiqués chaque mois de l'année iulienne: ils englobent l'ensemble des valeurs prédites par le modèle au cours de la période 1990-2006. Dans la présente, les étalonnages du modèle D-MCM sont considérés comme étant propres à un site, de telle sorte qu'ils ne sont pas complètement transférables à d'autres sites (ce qui exigerait un étalonnage de modèle unique pour obtenir de bons résultats pour toutes les conditions modélisées).

Étant donné que les charges et les concentrations de Hg ne sont pas dans un état stable dans les lacs Wabamun et Phantom, ces lacs ont été simulés à l'aide de méthodes différentes que pour les lacs éloignés. La simulation du lac Wabamun porte sur la période s'échelonnant de 1840 à 2006 et repose sur une reconstruction historique des dépôts atmosphériques de Hg estimés à l'aide du modèle GRAHM (section 8.4.3.2). Les résultats de l'étalonnage du modèle pour le lac Wabamun figurent dans la figure D5, qui contient aussi des valeurs simulées de 1990 à 2006 et des observations limitées pour la même période. L'étalonnage du modèle D MCM pour le lac Phantom a commencé par les concentrations initiales de Hg dans les sédiments observées en 1990. concentrations qui ont par la suite été simulées pour le reste de la période, jusqu'en 2006. Les résultats sont présentés dans la figure D6.

ANNEXE E.

CARACTÉRISTIQUES DES LACS CANADIENS UTILISÉS COMME INTRANTS POUR HERMES

Lac	Province	Latitude (° N)	Longitude (° E)	Groupe d'éco- systèmes	Precipi- tations (mm an ⁻¹) ¹	Superficie du bassin versant (ha)	Superficie du lac (ha)	Rapport entre superficie du bassin versant et celle du lac	Profondeur moyenne (m)	Débit entrant ou sortant observé (m³ s⁻¹)	Temps de séjour (jours)	Temp. du lac (°C)	MPS obs. (mg L·1)	Phos- phore total obs. (mg L ⁻¹)	Profondeur obs. du disque de. Secchi (m)	Vitesse de sédimenta- tion obs. (g cm² yr¹)	THg atmosph- érique (ng m ⁻³)²
Lac Big Dam (ouest)	NÈ	44,46	-65,29	BDO	1 399	4 000	105	38	2,5		78	9,61³	10,9			0,0046	1,45
Lac North Cranberry	NÉ	44,33	-65,23	NC	1 399	460	34	14	1,5		09	82'6	3,6				1,45
Lac Harp	Ont.	45,38	-79,13	웊	1 068	542	71	80	13,3		1 241	2,00			4,5	0,0111	1,67
Lac Dickie	Ont.	45,15	-79,08	出	1 068	200	94	5	5,0		694	10,00			3,1	0,0164	1,67
RLE 240	Ont.	49,67	-93,73	240	689	723	44	16	6,1		548	86'8		0,0083			1,45
Lac Phantom	Sask.	54,50	-101,80	품	471	1 570	478	က	5,5		2 665	60'6		0,0754		0,0266	1,85
Lac Wabamun	Alb.	53,55	-114,60	WB	261	25 900	8 180	က	6,3	0,42	38	8,95	2,0	0,0281	2,3	0,0228	1,80
Lac Buttle	CB.	49,50	-125,30	WB	1 793	70 500	3 500	20	48,8		500 365	00'9		0,0038	7,3		1,71
Lac Great Central	CB.	49,20	-125,20	웊	2 134	30 800	5 100	9	124,0		1 351	00'9		0,0014	10,0		1,72
Lac Kamloops	CB.	50,40	-120,20	WB	279	3 905 000	5 200	751	71,0		73	00'9		0,0104			1,71
_ Lac Kootenay	CB.	49,20	-116,50	WB	572	4 558 400	38 900	117	94,0		657	9,00		0,0074	8,0		1,71
آب Lac Langford	CB.	48,45	-123,53	240	1 029	330	09	9	6,4		1 314	8,93			4,0		1,74
Lac Okanagan	CB.	49,50	-119,30	WB	422	61 8800	35 100	18	76,0		19	00'9		0,0514	7,8		1,72
Lac Shuswap	CB.	51,00	-119,10	WB	765	1 620 000	31 000	52	62,0		792	2,00		0,0035	10,6		1,71
Lac Skaha	CB.	49,20	-119,40	WB	319	000 609	2 000	305	26,0		438	8,00		0,0153	4,7		1,72
Lac Williston	CB.	26,00	-123,40	WB	655	7 200 000	177 900	40	43,3		803	00'9		0,0048	8,8		1,69
Lac Windermere	CB.	50,48	-116,01	WB	424	134 000	1 610	83	3,4		47	9,45		0,0055	1,0		1,71
Lac Wood	CB.	20,60	-119,20	WB	488	19 000	006	21	21,5		3 084	00'6			0,9		1,71
Lac Alix	Alb.	52,39	-113,20	BDO	481	2 887	92	91	1,8	0,97		9,73		0,0318	2,2		1,70
Lac Amisk	Alb.	54,62	-112,62	MB	467	23 400	515	45	15,5	0,33	2 920	8,00		0,0334	2,6		1,68
Lac Angling	Alb.	54,20	-110,33	WB	427	21 400	282	37	4,44		621	10,00		0,0463	2,5		1,67
Lac Archer	Alb.	58,11	-110,34	BDO	392	4 294	191	9	1,7	0,09		9,75		0,0150	2,5		1,65
Lac Audet	Alb.	22,65	-110,91	BDO	456	9 647	902	14	1,5	0,21		82'6		0,0311			1,66
Lac Baptiste N	Alb.	54,78	-113,55	WB	504	10 940	202	22	5,6	0,50	2 190	00'6		9980'0	2,1		1,69
Lac Baptiste S	Alb.	54,75	-113,55	MB	467	17 860	474	38	11,9	0,50	2 190	9,00		0,0702	2,0		1,69
Lac Base	Alb.	22,65	-111,85	MB	454	6 411	167	38	10,9	0,33		8,15		0,0240			1,67
Lac Battle	Alb.	52,97	-114,18	MB	612	10 300	426	23	6'9	0,20	2 190	00'6		0,0413	2,5		1,73
F Lac Bayard	Alb.	57,77	-112,40	800	392	2 600	120	47	1,2	0,17		9,83		0,1264			1,67
Lac Beauvais	Alb.	49,41	-114,11	240	654	402	88	80	7,3	0,03	1 460	10,00		0,0237	3,0		1,69
Lac Beaver	Alb.	54,73	-111,83	WB	487	29 000	3310	6	7,1	0,22	26 645	10,00		0,0436	3,3		1,68
Lac Beaverhill	Alb.	53,45	-112,53	BDO	206	197 000	13 900	14	1,6		38 20	00'6			0,4		1,70
Lac Birch	Alb.	56,38	-110,42	BDO	456	7 370	1 753	4	1,6	0,13		9,76		0,0800			1,66
Lac Bison	Alb.	57,20	-116,17	BDO	391	81 277	3 854	21	6'0	2,06		68'6		0,4100	6,0		1,67
Rés. Blood Indian	Alb.	51,22	-111,22	WB	337	11 600	640	18	4,6	0,02	8 943	11,00		0,3658	1,5		1,68
Lac Bonnie	Alb.	54,15	-111,88	BDO	426	4 960	377	13	3,1	0,04	2 665	11,00		0,0587	1,1		1,68
Lac Bourque	Alb.	54,67	-110,55	WB	427	11 867	497	24	8,5		2 008	8,56		0,0197	3,2		1,67
Lac Buck	Alb.	52,98	-114,77	WB	612	23 300	2 540	6	6,2	0,70	2 920	10,00		0,1120	2,8		1,72
Lac Buffalo	Alb.	52,48	-112,87	WB	481	144 000	9 320	15	2,8		36	11,00		0,0563	2,1		1,70
											200						

L'Évaluation scientifique sur le mercure au Canada – Chapitre 9

Гас	Province	Latitude (° N)	Longitude (° E)	Groupe d'éco- systèmes	Precipi- tations (mm an ⁻¹) ¹	Superficie du bassin versant (ha)	Superficie du lac (ha)	Rapport entre superficie du bassin versant et celle du lac	Profondeur moyenne (m)	Débit entrant ou sortant observé (m³ s⁻¹)	II I	Temp. du MP lac (m (°C)	MPS obs. (mg L ⁻¹)	Phos- phore total obs. (mg L·1)	Profondeur obs. du disque de. Secchi (m)	Vítesse de sédimenta- tion obs. (g cm² yr¹)	THg atmosph- érique (ng m ⁻³) ²
Lac losegun	Alb.	54,47	-116,83	WB	604	24 800	1 340	19	4,1	1,24	548	9,00		0,0563			1,70
Lac Island	Alb.	54,83	-113,52	BD0	504	6 320	781	80	3,7	60'0	5 840	00'6		0,0341	2,9		1,69
Lac Isle	Alb.	53,63	-114,73	WB	286	24 600	2 300	Ξ	4,1	0,39	3 468	00'6		0,0950	2,5		1,78
Lac Islet	Alb.	53,46	-112,83	BD0	206	1111	131	80	2,5		36	9,61		0,1654	6'0		1,71
Lac Jackfish	Alb.	53,48	-114,26	₹	536	1 260	239	2	3,4	0,01	36 36	10,00		0,0223	1,8		1,85
oi ad	4	62 40	117 00	QW	613	7 000	4	99	0		500	69 0		00160	ď		1 40
Lac Jarvis	AID.	33,40	117,00	Q Q	013	070 /	64.0	₹	7, 1,		040	20,0		0,0169	- '0		0,',
Lac Jean	AID.	27,49	-113,77	2 2	47.5	7 2 40	190	10	n, o	0,0		9,79		0,0221			79,1
Lac Johnson	AID.	57,00	-110,39	DOS 6	450	7 348	9/01	~ 9	6,0°	0,00		9,89		1,000,0			99,1
Lac Kearl	Alb.	57,30	-110,24	900	456	7 114	534	13	o, r	0,17	L	9,71		0,0317	•		1,66
Lac La Bicne	Alb.	54,85	-112,00	MP.	48/	404 000	23 400	_ ~	χ ι 4, α	10,02	2 555	10,00		0,1628	6,0		20,1
Lac La Nonne	AID.	23,94	-114,31	9 E	517	27 700	1 180	733	χ, ι	č	0 /33	8,50		0,1316	2,0		1,74
Lac Saint-Cyr	Alb.	53,91	61,111-	Ξ	442	2 810	246	F	r,c	L0,0	36	0,11		0,0245	4,8		1,68
Lac Sainte-Anne	Alb.	53,71	-114,40	WB	286	61 900	5 450	Ξ	4.8	0.84	4 380	10,00		0,1367	2,4		1.77
Lac McGregor	Alb.	50,42	-112.87	WB	416	99 300	5 140	19	6.5	12.37	329	00.6		0.0143	2.0		1.68
Lac Newell	Alb.	50.43	-111.92	WB	348	8 460	6 640		4,8	9.35	548	11.00		0.0153	4.1		1.67
Lac Legend	Alb.	57.41	-112.93	BDO	456	7 626	1 680	· rc	4.2	0.18		9.31		0.0455	1.5		1.67
Lac Lessard	Alb.	53.78	-114.63	범	586	929	321	က	6.E		36	10,00		0.0300	6.1		1.76
				}		İ	;	•	ì		200						
Petit lac des Esclaves	Alb.	55,44	-115,02	WB	203	1 240 000	116 000	Ξ	11,4	49,15	3 468	2,00		0,0535	2,2		1,69
Réservoir Little Bow	Alb.	50,20	-112,67	푼	398	3 760	544	7	4,3	12,22	22	00'6		0,0144	3,3		1,68
Lac Little Fish	Alb.	51,37	-112,23	BD0	407	15 700	200	22	1,8	0,08	36	00'6		1,0303	0,2		1,69
1 0/0 200	4	54 67	119.69	3	640	060 6	163	ç	Š	30.0	500	7		0.04.99	6		1 60
Long Lake 1	AB.	04,07	113,03	E §	049	2 030	102	6 F	4, c	0,0	200	8, 6		0,0123	0,0		60,1
Long take z	AID.	3,4,0	115,70	Q S	420	0 240	204	± 6	4 c	0,13	7 7 20	3,00		0,0343	2,0		1,09
Lac Lower Nationaliaskis	AID.	50,05	-113,13	o s	330	16 900	676	35 8	-,5	00,7	1 2 2	00,7		0,000	-, -		0,1
Lac Lower Mann	Alb.	54,17	-111,52	MB:	48/	14 800	016	83 :	4	90,0	999 /	00,01		0,1182	1,4		1,68
Lac Marie	Alb.	54,61	-110,29	WB	427	38 600	3 460	=	14,0	0,54	17	8,00		0,0154	3,9		1,67
Lac May	Alb.	54.73	-110.39	WB	427	20 867	302	69	5.6		330 489	2006		0.0338			1.67
Lac McLelland	Alb.	57,49	-111,32	BDO	456	23 038	2 971	80	6,1	0,39		9,71		0,0167			1,67
Lac McLeod	Alb.	54,29	-115,66	품	578	4 590	373	12	5,1	0,11	2 008	8,00		0,0285	3,0		1,70
Rés. Milk River Ridge	Alb.	49,37	-112,58	WB	386	16 800	1 532	Ξ	8,4	21,84	41	00'6		0,0133	3,1		1,68
Lac Mink	Alb.	56,02	-115,60	WB	203	48 493	200	242	3,3	1,21		9,47		0,0668	3,5		1,68
Lac Miquelon	Alb.	53,25	-112,90	BDO	478	3 540	872	4	2,7	0,05	36	00'6		0,1811	1,9		1,71
oridonos of l	¥	9	110.00	C	466	703	00	ř	7	500	200	5		07060	4		1 60
Lac Moonsillie	AID.	60,00	-119,23	2 :	433	004	07	47	o, -	0,01		00,11		0,2049	ο, .		60,1
Lac Moore (Grane)	Alb.	54,52	-110,50	푼	427	3 710	928	4	ε, ω	90'0	36	8,50		0,0223	3,4		1,67
Lac Moose	Alb.	54,28	-110,83	WB	427	75 500	4 080	19	2,6	1,20	2 738	00'6		0,0491	2,2		1,67
Lac Muriel	Alb.	54.07	-110.73	WB	442	38 400	6 410	9	9.9	0.46	36	8.00		0.0566	1.2		1.67
			,						•		200						•
Lac Musreau	Alb.	54,55	-118,62	WB	470	10 100	549	18	5,5	0,52		8,00		0,0254	2,1		1,70
Lac Nakamun	Alb.	53,88	-114,20	푼	217	4 490	354	13	4,5	0,04	2 992	00'6		0,1072	1,2		1,74
Lac Namur	Alb.	57,44	-112,62	WB	456	18 060	4 339	4	9'01	0,33		8,20		0,0304			1,67
Lac Narrow	Alb.	54,58	-113,62	웊	467	717	114	9	14,4	0,02	7 848	8,00		0,0113	5,0		1,69
Lac Nipisi	Alb.	55,79	-114,95	BD0	203	18 184	2 293	80	3,3	0,37		9,47		0,0720			1,68
Lac North Buck	Alb.	54,68	-112,57	BD0	467	10 000	1 900	S	2,5	0,10	14	10,00		0,0298	2,5		1,68
l ac Ois	Alh	57 19	-113.57	RDO	475	3 355	152	22	7.	0.09	/83	9 78		0.0231			167
Lac vis	ZIE.	5.10	5,5	2	ř	2	5	1	<u>.</u>	5,5		3,10		0,040,0			5.

L'Évaluation scientifique sur le mercure au Canada – Chapitre 9

	systèmes	tations (mm an ⁻¹) ¹	du bassin versant	du lac (ha)	Rapport entre superficie du bassin versant	moyenne (m)	entrant ou sortant		lemp. du MP lac (m (°C)	(mg L ⁻¹)		≒ a:	Vitesse de sédimenta-tion obs.	THg atmosph- érique
			(ha)		et celle du lac		observé (m³ s⁻¹)	(jours)			(mg L·¹)	Secchi (m)	(g cm ⁻² yr ⁻¹)	(ng m-3) ²
55,25 -113,33	WB	454	109 000	13 800	8	7,5	3,36		00'6		0,0410	2,8		1,68
	NC	456	940	152	9	Ε,	0,02		9,85		0,1130	1,1		1,67
	BD0	402	40 400	5 200	8	1,8		548	9,73		0,2972	0,4		1,68
50,28 -114,22	WB	683	20 900	312	29	5,4	1,07	197	9,10		0,0309	1,5		1,69
51,03 -113,82	DE	413	200	265	2	3,5	90'0	Ξ	9,00		0,0305	3,9		1,72
	BD0	442	626	368	8	2,5		1 570	9,61		0,0301	2,7		1,68
	WB	456	123 350	3 592	34	16,2	2,81		8,00		0,0160			1,67
58,06 -112,28	S	392	1 241	92	19	1,1	0,03		9,85		0,0450	2'0		1,66
57,73 -112,12	BD0	392	10 600	116	91	3,3	0,30		9,47		0,0623			1,67
53,06 -113,25	WB	499	125 000	1 090	115	3,5	1,54	310	10,00		0,0450	2,8		1,72
54,55 -110,22	WB	427	614 000	37 300	16	49,9	19,85	12	2,00		0,0137	4,9		1,67
53 49 -113 0E	OUR	508	15 800	3 600	_	1 7	0.03	045 36	000		0.4276	C		1 79
	DOG	9000	000 61	2 000	1). -	0,23	36 500	9,00		0,4270	0,0		7 /,1
52,26 -115,01	S	535	2 150	803	က	0,98	60'0		9,87		0,0107	2,9		1,70
	WB	354	80 200	2 510	32	5,2	3,27	511	8,00		0,0227	1,4		1,68
52,46 -115,04	SC	535	175	232	-	2,2	0,01	36	11,00		0,0223	1,8		1,70
A0 63 -11 A 65	9	577	025.8	197	67	17.1	Ö	500	00 5		92000	7		1 70
	<u> </u>	770	0000	171	20 1	t, 2	00,0	617	00,0		0,000	, t, c		0/,1
52,58 -110,00	BDO	380	1 180	08	<u>ဂ</u>	8,7	0,01	36 500	10,00		0,0288	2,3		99,1
	SC	449	2 743	174	16	Ξ,	0,07		9,85		0,1300	0,4		1,67
	WB	478	722 000	1 650	438	2,2	5,42	91	10,00		0,2577	1,2		1,71
	BD0	336	12 000	1180	10	2,6	0,21	5 585	9,00		0,2857	6'0		1,69
53,58 -114,16	DE	536	150	16	6	7,0	0,00	36	8,00		0,0214	4,0		1,78
49.65 -110.30	BDO	334	2 570	231	1	3.5	90'0	2 190	10,00		0.0399	2,3		1.67
	WB	427	54 200	490	111	9'9	0,42	913	00'6		0,0247	3,3		1,67
	DE	402	447	37	12	3,0	0,01	1643	00'6		0,0557	2,6		1,68
	품	394	1 761	160	Ξ	6,4	0,04		8,93		0,0380			1,67
	SC	392	116	129	-	2,7	0,35		9,57		0,0123	2,2		1,64
57,54 -112,49	WB	456	100 900	1 7 48	58	5,3	2,75		9,12		0,0512			1,67
54,20 -111,73	품	487	2 550	619	4	8,1	0,04	36	00'6		0,0444	1,9		1,68
	WB	208	646,000	100	587	7 7 7	85.62	500	2 00		0.0085	رم بر		1 7 1
	WB WB	541	561 000	1 760	319	0, 1	34.56	7.3	00',		0.0047	2 6		1.69
	WB	446	121 000	384	315	6.1	9.48		9.00		0.0074	ì		1.76
	푼	454	3 461	808	4	2,8	0,10		9,03		0,0160			1,67
	WB	533	11 340	303	37	4,5		511	9,26		0,1076	1,4		1,70
53,53 -117,80	WB	513	16 290	134	122	4,0		365	9,35		0,0120	2,7		1,70
56,44 -111,10	WB	456	23 200	2 580	6	3,9	0,87	1 460	10,00		0,0367	2,0		1,67
55,38 -110,47	WB	427	11 816	1119	Ξ	19,1	0,43		6,72		0,0120			1,67
52,53 -113,98	WB	446	21 230	7 341	လ	5,1	0,45	36	00'6		0,0394	1,9		1,70
53,46 -113,10	DE	206	243	41	9	4,7	00'0	500 21	10,00		0,0967	1,3		1,73
	2	c	5	4	C	ć	ć	006	ć			c		
	DE DE	392 536	740	90	0 80	3,5	000	36	9,68 10,50		0,0030	3,0 3,0		1,83
	RDO	506	26 900	871	33	2.4	0.05	500	00 6		0.0775	60		172
	2	9	000	5	5	Į,	5,	200	6		2.00	Ĉ.		1,1
54,53 -110,42	WB	427	9698	360	24	6,3	6	2 150	8,95		0,0195	2,6		1,67
	È	939	833	40	17	10,1	0,00	36	8,00		0,0249	9,0		۱,/۷
51,21 52,03 50,98 55,42 54,32 56,43 56,43 56,43 56,43 57,48 57,53 53,49 53,49 53,49 53,43		-114,72 -114,26 -114,10 -111,66 -115,11 -117,80 -111,10 -110,47 -113,98 -113,10 -110,37 -114,17 -112,90	-114,72 WB -114,10 WB -111,66 PH -115,11 WB -111,780 WB -111,10 WB -113,98 WB -113,10 DE -110,37 NC -110,37 NC -110,47 WB -110,47 WB -110,47 PE -110,47 PE -110,49 PP	-114,72 WB 528 6 -114,26 WB 541 5 -114,10 WB 446 1 -115,11 WB 533 -117,80 WB 513 -117,80 WB 513 -111,10 WB 456 -110,47 WB 427 -113,98 WB 446 -113,10 DE 506 -110,37 NC 392 -110,37 NC 392 -110,37 WB 506 -110,37 WB 506	-114,72 WB 528 646 000 1 -114,26 WB 541 561 000 1 -114,10 WB 446 121 000 1 -115,11 WB 533 11 340 2 -117,80 WB 513 16 290 2 -111,10 WB 456 23 200 2 -110,47 WB 427 11 816 1 -113,98 WB 446 21 230 7 -113,10 DE 506 243 -111,4,17 DE 536 740 -112,90 BD0 506 26 900 -111,4,0 WB 427 8696 -114,0 WB 427 8696	-114,72 WB 528 646 000 1100 -114,26 WB 541 561 000 1760 -114,16 WB 446 121 000 384 -111,60 PH 454 3461 809 -115,11 WB 533 11 340 303 -117,80 WB 456 23 200 2 580 -110,47 WB 427 11 816 1119 -113,10 DE 506 243 41 -113,10 DE 506 243 41 -114,17 DE 536 734 41 -112,90 BDO 506 26 900 871 -114,47 WB 427 8696 360 -114,09 HP 536 8996 360	-114,72 WB 528 646 000 1100 587 -114,26 WB 541 561 000 1760 319 -114,10 WB 446 121 000 384 315 -115,11 WB 454 3461 809 4 -115,11 WB 533 11340 303 37 -117,80 WB 456 23 200 2 580 9 -110,47 WB 427 11 816 1119 11 -113,10 DE 506 243 41 6 -113,10 DE 506 243 41 6 -113,10 DE 506 243 41 6 -114,17 DE 536 26 900 871 31 -112,90 WB 427 8696 360 24 -114,09 HP 536 896 360 24	-114,72 WB 528 646 000 1100 587 14,5 8 -114,26 WB 541 561 000 1760 319 11,6 31 -114,10 WB 446 121 000 384 315 6,1 31 -111,10 WB 454 121 000 384 315 6,1 31 4,5 4,5 6,1 4 5,8 6,1 4,5 6,1 4 5,8 6,1 4,5 6,1 4,5 6,1 4,5 6,1 4,5 4,0 4,1 6,1 4,0 4,0 4,1 4,0	-114,72 WB 528 646 000 1100 587 14,5 85,62 -114,20 WB 541 561 000 1760 319 11,6 34,65 -114,10 WB 446 121 000 384 315 61,6 34,8 -111,66 PH 454 3461 809 4 5.8 0,10 -111,10 WB 513 16 290 134 122 4,0 0,10 -111,10 WB 456 23 200 2 580 9 3,9 0,87 0,43 -110,47 WB 427 11 816 1119 11 19,1 0,43 -113,10 DE 506 21 230 7341 3 5,1 0,43 -110,37 NC 506 243 41 6 4,7 0,00 -111,30 BD 536 26 900 871 36 0,01 2 -111,40 HB 427 <t< td=""><td>-114,72 WB 528 646 000 1100 587 14,5 85,0 500 -114,26 WB 541 561 000 1760 319 11,6 34,56 73 -114,10 WB 446 121 000 384 315 6,1 948 73 -115,11 WB 533 11340 303 37 4,5 0,10 511 -117,80 WB 513 16 290 134 122 4,0 365 1460 11 -110,47 WB 456 23 200 2580 9 3,9 0,87 1460 11 -110,47 WB 427 11 816 1119 11 19,1 0,43 36 -113,10 DE 506 243 41 6 4,7 0,00 21 -113,10 DE 536 243 41 6 2,1 0,00 36 -1112,30 BO 536</td><td>-114,72 WB 528 646 000 1100 587 14,5 85,62 11 -114,26 WB 541 561 000 1760 319 11,6 34,62 73 -114,10 WB 446 121 000 384 315 6,1 34,8 73 -115,11 WB 454 3461 809 4 5,8 0,10 73 -117,80 WB 513 16 290 134 122 4,0 365 1460 11 -110,47 WB 456 23 200 2580 9 3,9 0,87 1460 1 -110,47 WB 446 21 230 7341 3 5,1 0,43 36 -113,10 DE 506 243 41 6 4,7 0,00 21 1 -113,10 DE 506 243 74 9 3,5 0,00 36 1 -114,17 D</td><td>-114,72 WB 528 646 000 1100 587 14,5 56,6 500 -114,26 WB 541 561 000 1760 319 14,5 34,6 73 6,0 -114,10 WB 446 121 000 384 315 6,1 9,48 9,00 -111,60 PH 454 3461 809 4 5,8 0,10 9,00 -111,60 PH 454 3461 809 4 5,8 0,10 9,00 -117,80 WB 513 16290 134 122 4,0 365 9,35 -111,10 WB 456 23 200 2580 9 3,9 0,87 1460 10,00 -110,47 WB 446 21 230 7341 3 5,1 0,45 36 9,00 -113,10 DE 506 243 41 6 4,7 0,00 21 10,00 -112,30<</td><td>-114,72 WB 528 646 000 1100 587 14,5 550 500 0,0085 -114,26 WB 541 561 000 1160 334 319 14,5 34,6 73 800 0,0047 -114,10 WB 446 121 000 384 315 6,1 9,48 300 0,0047 -111,16 PH 454 3461 809 4 5,8 0,10 0,0047 -111,16 PH 454 121 000 333 37 4,5 5,1 9,03 0,0160 -111,17 WB 456 23 00 2580 9 3,9 0,87 1400 0,0170 -111,10 WB 446 21 230 7341 3 5,1 0,43 60 0,0120 -113,49 WB 446 21 230 7341 3 4,7 0,00 21 10,00 -1113,10 WB 56 24,3 0,01</td></t<> <td>-114,72 WB 528 646 000 1100 587 14,5 550 500 0,0085 -114,26 WB 541 561 000 116 34,6 73 800 0,0047 -114,10 WB 446 121 000 384 315 6,1 948 7 800 0,0047 -114,10 WB 454 3461 809 4 5,8 0,10 0,0047 -115,11 WB 533 11340 303 37 4,5 5,8 0,10 0,0047 -111,10 WB 456 2300 134 122 4,0 140 100 0,0047 -111,10 WB 456 2300 2580 9 3,9 0,87 140 0,005 -111,104 WB 446 21230 7341 3 4,7 0,00 21 0,012 -113,10 MB 56 24,7 0,00 21 10,00</td>	-114,72 WB 528 646 000 1100 587 14,5 85,0 500 -114,26 WB 541 561 000 1760 319 11,6 34,56 73 -114,10 WB 446 121 000 384 315 6,1 948 73 -115,11 WB 533 11340 303 37 4,5 0,10 511 -117,80 WB 513 16 290 134 122 4,0 365 1460 11 -110,47 WB 456 23 200 2580 9 3,9 0,87 1460 11 -110,47 WB 427 11 816 1119 11 19,1 0,43 36 -113,10 DE 506 243 41 6 4,7 0,00 21 -113,10 DE 536 243 41 6 2,1 0,00 36 -1112,30 BO 536	-114,72 WB 528 646 000 1100 587 14,5 85,62 11 -114,26 WB 541 561 000 1760 319 11,6 34,62 73 -114,10 WB 446 121 000 384 315 6,1 34,8 73 -115,11 WB 454 3461 809 4 5,8 0,10 73 -117,80 WB 513 16 290 134 122 4,0 365 1460 11 -110,47 WB 456 23 200 2580 9 3,9 0,87 1460 1 -110,47 WB 446 21 230 7341 3 5,1 0,43 36 -113,10 DE 506 243 41 6 4,7 0,00 21 1 -113,10 DE 506 243 74 9 3,5 0,00 36 1 -114,17 D	-114,72 WB 528 646 000 1100 587 14,5 56,6 500 -114,26 WB 541 561 000 1760 319 14,5 34,6 73 6,0 -114,10 WB 446 121 000 384 315 6,1 9,48 9,00 -111,60 PH 454 3461 809 4 5,8 0,10 9,00 -111,60 PH 454 3461 809 4 5,8 0,10 9,00 -117,80 WB 513 16290 134 122 4,0 365 9,35 -111,10 WB 456 23 200 2580 9 3,9 0,87 1460 10,00 -110,47 WB 446 21 230 7341 3 5,1 0,45 36 9,00 -113,10 DE 506 243 41 6 4,7 0,00 21 10,00 -112,30<	-114,72 WB 528 646 000 1100 587 14,5 550 500 0,0085 -114,26 WB 541 561 000 1160 334 319 14,5 34,6 73 800 0,0047 -114,10 WB 446 121 000 384 315 6,1 9,48 300 0,0047 -111,16 PH 454 3461 809 4 5,8 0,10 0,0047 -111,16 PH 454 121 000 333 37 4,5 5,1 9,03 0,0160 -111,17 WB 456 23 00 2580 9 3,9 0,87 1400 0,0170 -111,10 WB 446 21 230 7341 3 5,1 0,43 60 0,0120 -113,49 WB 446 21 230 7341 3 4,7 0,00 21 10,00 -1113,10 WB 56 24,3 0,01	-114,72 WB 528 646 000 1100 587 14,5 550 500 0,0085 -114,26 WB 541 561 000 116 34,6 73 800 0,0047 -114,10 WB 446 121 000 384 315 6,1 948 7 800 0,0047 -114,10 WB 454 3461 809 4 5,8 0,10 0,0047 -115,11 WB 533 11340 303 37 4,5 5,8 0,10 0,0047 -111,10 WB 456 2300 134 122 4,0 140 100 0,0047 -111,10 WB 456 2300 2580 9 3,9 0,87 140 0,005 -111,104 WB 446 21230 7341 3 4,7 0,00 21 0,012 -113,10 MB 56 24,7 0,00 21 10,00

L'Évaluation scientifique sur le mercure au Canada – Chapitre 9

Lac	Province	Latitude (° N)	Longitude (° E)	Groupe d'éco- systèmes	Precipi- tations (mm an ⁻¹) ¹	Superficie du bassin versant (ha)	Superficie du lac (ha)	Rapport entre superficie du bassin versant et celle du lac	Profondeur moyenne (m)	Débit entrant ou sortant observé (m³ s⁻¹)	Temps T de séjour (jours)	Temp. du MI lac (r (°C)	MPS obs. (mg L-1)	Phos- phore total obs. (mg L ⁻¹)	Profondeur obs. du disque de. Secchi (m)	Vitesse de sédimenta- tion obs. (g cm² yr¹)	THg atmosph- érique (ng m ⁻³) ²
Réservoir Oldman Lac Olivia	Alb. Alb.	49,56 53,08	-113,89	WB	494	439 000 630	234 700 52	2 12	20,9	44,30	100 36	6,41		0,0080	1,5		1,69
Lac Otasan	Alb.	57,71	-112,39	BDO	456	2 000	344	9	3,3	0,04	000	9,47		0,0279			1,67
Lac Payne	Alb.	49,10	-113,65	Ŧ	402	2 490	228	1	3,8		146	86,6		0,0250	2,50		1,69
Lac Peerless	Alb.	26,67	-114,58	WB	475	33 800	8 260	4	14,6		500	7,50			1,95		1,68
Lac Pigeon	Alb.	53,00	-114,02	WB	551	18 700	049 6	2	6,2	0,54	8 8	00,6		0,0460	2,9		1,74
Lac Pine	Alb.	52,10	-113,45	WB	459	15 000	389	39	5,3	60'0	3 285	10,00		0,0700	2,1		1,69
Lac Pinehurst	Alb.	54,67	-111,50	WB	487	28 500	4 070	7	12,2	0,57	13	8,00		0,0429			1,68
Lac Rabbit	Alb.	57,04	-112,95	NC	456	1 463	244	9	1,5	0,03	}	82'6		0,1668			1,67
Rés. du lac Reesor	Alb.	49,67	-110,12	ᆷ [329	558	51	Ξ ξ	3,7	0,01	2 190	9,00		0,0486	9,1		1,67
Lac Rock	Alb.	53,45	-118,2/	MB OUB	997	34 800	215	162	12,1 9.6	5	146	7,94 54		08600	2,5		1,70
Lac Sand	Ab.	57,65	-112,37	WB	456	29 000	1 458	94	6,6	1,60		6,8 06,8		0,0200			1,67
Lac Sandy	Alb.	53,81	-114,05	BDO	517	2 380	910	3	2,9	90'0	38	10,00		0,2608	0,5		1,74
Lac Saskatoon	Alb.	55,22	-119,09	BDO	447	3 180	747	4	2,6	0,04	98 9	00'6		0,9578	8,0		1,69
Lac Sauer	Alb.	53,62	-114,08	DE	536	49	6	9	4,2		8 8	10,00		0,0350	4,2		1,76
Lac Seibert	Alb.	54,72	-111,30	WB	487	0929	3 790	2	6'9		39 39	8,84		0600'0			1,67
Lac Semo	Alb.	58,84	-115,00	WB	394	11 507	536	21	11,6	0,33		8,03		0,0080			1,66
Lac Skeleton	Alb.	54,60	-112,71	Н	467	3170	789	4	6,5	90'0	22	8,00		0,0355	2,2		1,68
Lac Smoke Lake	Alb.	54,37	-116,93	WB	604	12 700	929	13	5,1	0,65	913	00'6		0,0529			1,70
Rés. Spray Lakes	Alb.	20,90	-115,33	WB	638	49 300	1 990	25	13,5	11,16	281	00'9		0,0046	5,9		1,70
Lac Spring	Alb.	53,52	-114,13	NC	536	1 250	80	16	1,9	00,00	36	00'6		0,0210			1,81
Rés. Spruce Coulee	Alb.	49,68	-110,18	DE	329	409	21	19	3,3		1 095	9,47		0,0204	3,8		1,67
Réservoir St. Mary	Alb.	49,33	-113,18	WB	222	225 000	3 750	09	10,4	33,20	139	2,00		0,0300	2,5		1,68
Lac Steele (Cross)	Alb.	54,65	-113,77	a w	549	25 500	661	36	3,2	0,38	730	10,00		0,1499	2,3		1,69
Lac Sylvan	Alb.	52.35	-117,34	M W	494 556	10 200	4 910	2 6	9,4 9,6	7,4,0	5 5 5	00,00		0,1049	e, - 6, 4		69,1
Lac Thunder	Alb.	54,15	-114,75	BDO	483	2 070	703	. K	3,0	0,04	36	10,00		0,1293	5, 1,		1,71
Lac Touchwood	Alb.	54,84	-111,38	WB	487	11 100	2 900	4	14,8	0,30	22 5	8,00		0,0152	4,2		1,67
Lac Town (Twin)	Alb.	52,92	-114,33	윤	612	712	24	30	15,7		368 3 650	00'9		0,0097	4,3		1,72
Réservoir Travers	Alb.	50,20	-112,85	WB	398	423 000	2 250	188	18,3	12,82	536	8,00		0,0172	3,9		1,68
Lac Tucker	Alb.	54,54	-110,63	BD0	427	31 200	999	47	2,9	0,48	248	10,00		0,0764	1,2		1,67
Lac Tyrell	Alb.	49,38	-112,27	MB	386	12 200	333	31	3,8	0,03		2,00		0,2975	د , د		1,67
Lac sans nom (L4)	AID.	57,15	-110,85	2 2	456	2 000	19	33	2, 5	0,09		9,83		0,0321	6. 0		-,66
Lac sans nom (L2)	AP E	57,09	-110.75	S S	456	2 120	33	64	<u> </u>	0,10		70,6		0,0756	0.8		9, 1
Lac sans nom (L9)	Alb.	57,18	-110,45	BD0	456	3 250	87	37	5, 1,	0,14		9,82		0,0896	2		1,66
Lac sans nom (L10)	Alb.	57,47	-110,44	NC	456	1 810	265	7	1,2	0,05		9,83		0,0178			1,66
Lac sans nom (L11)	Alb.	57,40	-110,28	NC :	456	1810	158	Ξ:	1,2	90'0		6,83		0,0711			1,66
Lac sans nom (L13)	Alb. Alb	57,27	-110,24	NC BDO	456 456	3 630	797	15	2, 1	0,06		86 6 6 6 7 8 7 8 7		0,0461			1,66
במס סמוס ווסוו (בודי)	Ž	ž Š)	2)	3	?	2			5.		2			2.

L'Évaluation scientifique sur le mercure au Canada – Chapitre 9

Гас	Province	Latitude (° N)	Longitude (° E)	Groupe d'éco- systèmes	Precipi- tations (mm an ⁻¹) ¹	Superficie du bassin versant (ha)	Superficie du lac (ha)	Rapport entre superficie du bassin versant et celle du lac	Profondeur moyenne (m)	Débit entrant ou sortant observé (m³ s⁻¹)	Temps T de séjour (jours)	Temp. du MPS lac (mg (°C)	MPS obs. (mg L ⁻¹) to	Phos- P phore total obs. d (mg L-1)	Profondeur obs. du disque de. Secchi (m)	Vitesse de sédimenta- tion obs. (g cm² yr¹)	THg atmosph- érique (ng m ⁻³) ²
Lac sans nom (L15)	Alb.	57,13	-110,20	NC	456	750	53	14	1,0	0,03		8,6		0,1284			1,66
Lac sans nom (L21)	Alb.	57,61	-112,50	WB	426	8 600	1717	2	5,5	0,12		60'6		0,0564			1,67
Lac sans nom (L27)	Alb.	57,60	-113,31	SS	456	1 132	125	6	8, 7	0,02		9,73		0,0735			1,67
Lac sans nom (L20)	A A	57.42	-112,97	2 2	352 456	930	061	<u> </u>	t, -	t 0,0		9,00		0,0024			, 0, 1
Lac sans nom (L40)	Alb.	57,94	-110,67	呂	392	903	178	<u> </u>	3,4	0,00		9,45		0,0103			9,1
Lac sans nom (L42)	Alb.	57,99	-110,98	BDO	392	4 962	92	54	2,3	0,07		9,64		0,0183			1,66
Lac sans nom (L43)	Alb.	57,92	-111,01	BDO	392	2 275	293	80	3,6	0,05		9,42		0,0168			1,66
Lac sans nom (L44)	Alb.	57,92	-111,09	NC	392	626	199	5	2,0	0,00		9,70		0,0104			1,66
Lac sans nom (L45)	Alb.	57,84	-111,14	BDO	392	3 200	113	31	2,8	0,07		9,56		0,0127			1,66
Lac sans nom (L47)	Alb.	22,69	-112,74	BDO	456	4 485	431	10	1,3	0,10		9,82		0,0628			1,67
Lac sans nom (L48)	Alb.	57,71	-112,19	BDO	456	10 060	199	51	1,1	0,28		9,85		0,1148			1,67
Lac sans nom (L49)	Alb.	22,76	-112,60	NC	392	2 854	261	Ξ	1,1	0,07		9,85		0,1450	8,0		1,67
Lac sans nom (L50)	Alb.	57,67	-112,81	S E	456	1 282	161	∞ į	9'0	0,03		9,94		0,1050	2'0		1,67
Lac sans nom (L51)	Alb.	57,18	-112,66	800	456	6 591	394	17	1,6	0,18		9,76		0,0648			1,67
Lac sans nom (L56)	Alb.	57,20	-113,06	BDO	456	3 793	95	14	1,2	0,17		9,83		0,0822			1,67
Lac sans nom (L57)	Alb.	57,44	-113,23	800	456	19 678	161	122	E, 1	0,51		9,82		0,0500	1,0		1,67
Lac sans nom (L58)	Alb.	57,48	-113,12	S S	456	1 285	164	æ ε	4,1	0,03		9,80		0,0370	0,9		1,67
Lac sans nom (L59)	Alb.	57,59	-112,78	900	456	19 641	504	95 95 9	2,3	0,52		6,82 000		0,0900	7'0		1,67
Lac sans nom (L68)	Alb.	57,84	-112,46	2 2	392	06L 300	72	ກິ	χ, ο Ο Ο	0,00		06,6		71/1/0	E, 0		79,1
Lac sans nom (Lo9)	AID.	20,07	-112,30	ع د	392	200	30	٥ ٥	χ, τ Ο, τ	0,00		9,90		0,1200	χ, σ •		9, 1
Lac sans nom (L71)	AID.	29,95 50,08	-115,29	O O	304	955 COI	/90 c	02	-, -	2,30		0, 0 83 83		0,0230	o, -		
Lac sans nom (L72)	Alb.	50,30	-115.86	2 2	394	289	96	9 4	2,.	000		6,6 6		0,0242	2,1		65.
Lac sans nom (L73)	Alb.	59.78	-115,61	2 2	394	154	57	t m	. 5.	0,00		2,6 2,82		0.0210	1.2		1.65
Lac sans nom (L74)	Alb.	59.62	-115,62	NC	394	131	4	က	0,8	00'0		06'6		0,0716	0,2		1.66
Lac sans nom (L75)	Alb.	29,66	-115,98	NC	394	345	41	80	6'0	0,01		68'6		0,0645	0,4		1,65
Lac sans nom (L76)	Alb.	59,94	-116,54	BDO	394	1 938	513	4	1,7	0,02		9,75		0,1250	0,5		1,65
Lac sans nom (L77)	Alb.	59,91	-116,61	NC	394	1 116	215	5	8'0	0,02		06'6		0,1364	0,4		1,65
Lac sans nom (L78)	Alb.	29,76	-116,70	BD0	394	3 286	174	19	1,5	60'0		82'6		0,1650	0,4		1,65
Lac sans nom (L79)	Alb.	59,71	-116,37	NC	394	486	72	7	2'0	0,01		9,92		0,0300	2'0		1,65
Lac sans nom (L80)	Alb.	29,66	-116,32	NC	394	585	47	12	1,2	0,02		9,83		0,3023	2'0		1,65
Lac sans nom (L81)	Alb.	29,66	-116,76	SC	394	1 590	99	24	1,5	0,05		9,78		0,0700	1,4		1,65
Lac sans nom (L82)	Alb.	59,44	-116,57	S 5	394	193	52	4 (6'0	0,00		68,6		0,1650	0,4		99, 7
Lac sans nom (L83)	Alb.	39,38 57.56	-116,89	2 2	394	1 03/	091	0 6	7,1	0,00		9,83 85		0,0439	λ, -		, 60 79 79
Lac sans nom A	Alb i	59.49	-110.48	2 2	392	974	278	1 4	-, -	0,00		6, 6		0,0000	5, -		7,0,1
Lac sans nom B	Alb	56.07	-111.41	BDO	456	7 380	839	- o	e:0	0,30		68'6		0.0920	-		1.67
Lac Upper Kananaskis	Alb.	50,62	-115,15	웊	558	13 900	780	18	32,0	3,23	584	2,00		0,0077	5,6		1,70
Lac Upper Mann	Alb.	54,15	-111,52	WB	487	14 800	459	32	2,7	0,03	25	00'6		0,0486	2,8		1,68
l ac Hikuma	Alb	55.83	-115 42	BDO	503	217 000	28 800	œ	1.7	4 79	185 1 460	10.00		0.0836	-		168
Lac Waterliiv	Alb	57.66	-112.55	<u>S</u> S	456	2 750	168	16	: -	0.07	2	9,85		0.1250	0.7		1.67
Lac Weekes	Alb.	59,72	-110,02	품	392	1 218	373	က	5,9	0,01		9,02		0,0050	6,2		1,64
Lac Wentzel	Alb.	59,02	-114,47	WB	394	80 886	3 807	21	6,7	2,34		8,67		0,0200			1,66
Lac Whaleback	Alb.	59,71	-110,36	BDO	392	3 998	343	12	3,7	60'0		9,40		0,0091	4,0		1,64
Lac Winagami	Alb.	55,62	-116,73	BD0	494	22 100	4 670	5	1,7	0,42	548	00'6		0,0849	1,9		1,69
Lac Wizard	Alb.	53,12	-113,85	Ŧ	521	2 980	248	12	6,2	0,05	4 928	00'6		0,0499	1,5		1,74
Lac Wolf	Alb.	54,70	-110,95	WB	427	008 69	3 150	22	9,2	1,77	2 190	00'6		0,0193	3,5		1,67
Lac Wood Buffalo	Alb.	56,32	-113,13	BDO	475	8 135	160	51	1,2	0,33		9,83		0,0900			1,67

L'Évaluation scientifique sur le mercure au Canada – Chapitre 9

Lac	Province	Latitude (° N)	Longitude (° E)	Groupe d'éco- systèmes	Precipitations (mm an-1)1	Superficie du bassin versant (ha)	Superficie du lac (ha)	Rapport entre superficie du bassin versant et celle du lac	Profondeur moyenne (m)	Débit entrant ou sortant observé (m³ s⁻¹)	Temps de séjour (jours)	Temp. du lac (°C)	MPS obs. (mg L·1)	Phos- phore total obs. (mg L ⁻¹)	Profondeur obs. du disque de. Secchi (m)	Vitesse de sédimenta- tion obs. (g cm ⁻² yr ⁻¹)	THg atmosph- érique (ng m³)²
Lac Amisk	Sask.	54,50	-102,30	WB	208	1 346 800	32 100	42	13,2	50,87		7,75			3,8		1,67
Lac Athabasca	Sask.	59,27	-109,45	WB	452	28 200 000	777 000	36	26,0	1455		4,00		0,0115	4,3		1,64
Lac Buffalo Pound	Sask.	50,20	-105,10	WB	365	331 000	2 950	112	3,0		548	8,00		0,1075	1,3		1,67
Lac Cree/Loon	Sask.	24,50	-106,50	WB	446	446 700	115 200	4	14,9	756		7,45			7,8		1,65
Lac Diefenbaker	Sask.	51,00	-107,20	WB	365	13 550 000	43 000	315	21,6		913	8,00		0,0136	4,2		1,67
Lac Île-à-la-Crosse	Sask.	55,44	-107,82	WB	440	7 770 000	44 600	174	8,2	133		8,62			2,7		1,66
Lac La Ronge	Sask.	55,17	-105,00	WB	527	1 476 300	117 800	13	12,7		5 110	7,83			4,5		1,66
Lac Reindeer	Sask.	52,55	-102,26	WB	552	6 475 000	256 900	12	17,0	489		7,09			2,0		1,63
Lac Falcon	Man.	49,68	-95,33	WB	561	18 200	1 500	12	14,0		5 475	7,61		0,0190	3,9		1,65
Lac Southern Indian	Man.	22,60	-98,50	WB	479	24 200 000	239 100	101	8,6	991		2,00			1,0		1,61
Lac Winnipeg	Man.	52,50	-97,75	WB	525	100 000	2 450 000	41	11,2	2586	1 570	8,00		0,0497	1,9		1,63
lac Érié	Out	41.90	-81.65	WB	954	000 000 2	2 570 000	en	19.0		949	8.00	2.7	0.0150	3.55	0.0787	1.79
Lac Huron	Out:	44,50	-82,00	WB	993	13 410 000	2 960 000	2 0	59,0		8 030	5,00	î	0,0030	8,0	0,0360	1,68
Lac Ontario	Ont.	43,67	-78,00	WB	906	6 403 000	1 896 000	က	86,0		2 190	00'9		0,0060	6,5	0,0440	1,70
Lac Simcoe	Ont.	44,20	-79,20	WB	935	284 000	72 500	4	15,0		5 840	8,00		0,0220	4,4		1,69
Lac Supérieur	Ont.	47,50	-88,00	WB	853	12 770 000	8 210 000	2	147,0		69	3,50		0,0030		0,0350	1,64
l ac Canjanisca.	ë	54 20	-69.20	WB	823	3 680 000	289 250		12		715 803	5 00		0.0100	.c.		1.59
Lac Champlain	3 3	43.40	-73.20	WB	1 086	2 115 000	113 000	2 2	22.8		949	2,00		0.0143	4.1		1.69
Rés. La Grande 2	පි	53,50	-76,00	WB	684	9 764 300	248 550	39	21,8		183	4,50		0,0188	1,8		1,60
Rés. Manicouagan	ဗ	50,40	-68,40	WB	946	2 924 100	195 000	15	85,0		2 920	4,00		0,0000	2,7		1,62
Lac Massawippi	ဗ	45,10	-72,00	WB	1 135	28 600	1 800	33	41,6		548	2,00		0,0110	4,7		1,66
Lac Memphrémagog	ဗ	45,60	-72,10	WB	1 135	176 400	10 200	17	15,5		621	8,00		0,0131	4,6		1,66
Lac St-Jean	ဗ	48,40	-72,60	WB	887	7 195	105 300	0	11,4		110	9'00		0,0060			1,63
Lac Kejimkujik	NÉ	44,20	-65,20	WB	1 399	28 900	2 600	Ξ	4,4		73	10,00		0,0091	1,8		1,65
Lac Otter	NB.	45,26	-66,57	NC	1 434	287	43	7	1,7	1,07		9,75			2,5		1,65
Lac Utopia	NB.	45,18	-66,78	WB	1 434	8 794	1 479	9	1,11	17,57		8,11			4,0		1,65
Lac Western Brook	T-N-L	49,40	-57,50	₽	1 255	17 100	2 300	7	72,5		5 621	9'00		0,0021	8,8		1,60
Lac Aishihik	Ϋ́	61,20	-137,20	WB	297	276 500	14 600	19	30,0		5 329	2,00		0,0106	5,4		1,70
Grand lac de l'Ours	TN-0.	00'99	-121,00	WB	291	11 471 700	3 115 300	4	76,0		45	4,00		0,0180	20,0		1,58
Grand lac des Esclaves	D-N-I	61,67	-114,00	WB	281	94 900 000	2 856 800	33	87,2		280 5 840	4,00		0,0067	6'9		1,62
Lac Garrow	Ħ	75,20	-96,50	웊	150	1 050	400	က	24,5		1 095	4,50		0,4367	12,0		1,41
			!														

¹moyenne des précipitations annuelles totales sur 30 ans (1971-2000) (Environnement Canada, 2012) ²estimation à partir du modèle GRAHM

³les températures de lac en italiques ont été calculées à partir de la profondeur moyenne du lac •les profondeurs moyennes de lac en italiques ont été calculée à partir de la profondeur maximale du lac

ANNEXE F.

SOURCES DE DONNÉES CONCERNANT 244 LACS CANADIENS MODÉLISÉS AVEC HERMES

Lac	Province	Dates	Source des données
Lac Big Dam (ouest)	NÉ.	1997-2001	0'Driscoll et al. (2003, 2005a), Ethier et al. (2008)
Lac North Cranberry	NÉ.	1997-2001	O'Driscoll et al. (2003, 2005a), Ethier et al. (2008), Wyn et al. (2009)
Lac Harp	Ont.	2000-2011	Hutchinson <i>et al.</i> (1994), Eimers <i>et al.</i> (2006), Mills et al. (2009), Ethier et al. (2010), Dorset Environmental Science Centre (données non publiées)
Lac Dickie	Ont.	2000-2011	Hutchinson <i>et al.</i> (1994), Eimers <i>et al.</i> (2006), Mills <i>et al.</i> (2009), Ethier <i>et al.</i> (2010), Dorset Environmental Science Centre (données non publiées)
RLE 240	Ont.	1995-1996, 2002	Sellers et al. (2001), Orihel et al. (2006)
Lac Phantom	Sask.	2000-2010	2009 Phantom Lake data.xls, Jane Kirk (Environnement Canada; données non publiées)
Lac Wabamun	Alb.	2000-2010	Mitchell et Prepas (1990), Emmerton (2011), Jane Kirk (Environnement Canada; données non publiées)
Lac Buttle	CB.	1985-1986	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Great Central	CB.	1984-1985	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Kamloops	CB.	1974-1975	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Kootenay	CB.	1984-1986	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Langford	CB.	2005	Rieberger (2007), Réf. A ¹
Lac Okanagan	CB.	1971-1988	International Lake Environment Committee (1999), Réf. A
Lac Shuswap	CB.	1987	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Skaha	CB.	1985-1986	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Williston	CB.	1975, 1982, 1988	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Windermere	CB.	2006-2009	Neufeld, Swain et Rieberger (2010), Réf. A
Lac Wood	CB.	1980, 1987	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Alix	Alb.	2000-2007	Mitchell (1999), Noton (1984), Réf. A, Réf. B ²
Lac Amisk	Alb.	1982-1983, 2008	Réf. C ³
Lac Angling	Alb.	2002-2004	Alberta Lake Management Society (2012), Réf. A, Réf. B
Lac Archer	Alb.	1992	Réf. D⁴
Lac Audet	Alb.	1983, 1988	Réf. D
Lac Baptiste N	Alb.	1986-1987, 2003-2007	Réf. C
Lac Baptiste S	Alb.	1982-1986, 2003-2007	Réf. C
Lac Base	Alb.	1983	Réf. D
Lac Battle	Alb.	1984-1985, 2003, 2005	Réf. C
Lac Bayard	Alb.	1983, 1988	Réf. D
Lac Beauvais	Alb.	1985-1986, 2000-2008	Réf. C
Lac Beaver	Alb.	1986-1987, 2003-2008	Réf. C
Lac Beaverhill	Alb.	1975	Mitchell et Prepas (1990)
Lac Birch	Alb.	1983	Réf. D
Lac Bison	Alb.	1992	Réf. D
Rés. Blood Indian	Alb.	1983, 1986	Réf. C
Lac Bonnie	Alb.	1983-1990	Réf. C
Lac Bourque	Alb.	1979-1993	Trew, Yonge et Kaminski (1981), Réf. A, Réf. B
Lac Buck	Alb.	1983, 1985, 2001-2006	Réf. C
Lac Buffalo	Alb.	1985-1986, 2000-2007	Réf. C
Lac Calling	Alb.	1987-1988, 2000	Réf. C
Lac Canopener	Alb.	1992	Réf. D
Lac Cardinal	Alb.	2000-2002	Réf. A, Réf. B
Rés. Chain Lakes	Alb.	1990-2004	Réf. C
Lac Chestermere	Alb.	1983, 2007	Réf. C
Lac Chickenhill	Alb.	1996	Alberta Lake Management Society (2012), Réf. A
Lac Christina	Alb.	1983, 1986	Réf. D
Lac Clayton	Alb.	1992	Réf. D
Lac Clear	Alb.	1988	Réf. D
Lac Coal	Alb.	1984, 2005	Réf. C

Lac	Province	Dates	Source des données
Lac Cold	Alb.	1984, 1986, 1998-1999	Réf. C
Lac Cooking	Alb.	1975-1976, 2006-2007	Réf. C
Lac Cow	Alb.	2008	Réf. A, Environmental Evaluation Section (Alberta Environment and Water; données non publiées)
Rés. Crawling Valley	Alb.	1986, 1989, 2005	Réf. C
Lac Crimson	Alb.	1985-1987, 2000-2008	Réf. C
Lac Crowsnest	Alb.	1976, 2007-2008	Réf. C
Lac Dillberry	Alb.	2002-2008	Réf. C
Lac Donaldson	Alb.	1992	Réf. D
Lac Driedmeat	Alb.	1984, 2007	Réf. C
Lac Eagle	Alb.	1988, 2005-2007	Réf. C
Lac Eden	Alb.	1982-1983	Réf. C
Lac Elkwater	Alb.	1984-1985, 2000-2008	Réf. C
Lac Ethel	Alb.	1982, 2003-2008	Réf. C
Lac Figure Eight	Alb.	1985-1986, 2002	Réf. C
Lac Fleming	Alb.	1983	Réf. D
Lac Fletcher	Alb.	1992	Réf. D
Lac Gardiner	Alb.	1988	Réf. D
Lac Garner	Alb.	1985-1986, 2000	Réf. C
Réservoir Ghost	Alb.	1985, 1994-1996	Réf. C
Lac Gleniffer	Alb.	1984, 2006	Réf. C
Réservoir Glenmore	Alb.	1985, 1992	Mitchell et Prepas (1990), Environmental Management Associates et Hrudey (1993), Réf. A
Lac Goodwin	Alb.	1983	Réf. A, Réf. B
Lac Goose	Alb.	2005-2008	Mitchell (1993), Réf. A, Réf. B
Lac Gregg	Alb.	2001-2008	Swanson et Zurawell (2006), Réf. A, Réf. B
Lac Gregoire	Alb.	1979-1980, 2000-2008	Réf. C
Lac Grist	Alb.	1983	Réf. D
Lac Gull	Alb.	1983, 2006-2008	Réf. C
Lac Half Moon	Alb.	1982-1990	Réf. C
Lac Harwood	Alb.	1992	Réf. D
Lac Hasse	Alb.	1982-1983	Réf. C
Lac Hastings	Alb.	19751976, 2008	Réf. C
Lac Hilda	Alb.	2004-2007	Alberta Environment (1992), Réf. A, Réf. B
Lac Hubbles	Alb.	1981-1983	Réf. C
Lac losegun	Alb.	1983-1985	Réf. C
Lac Island	Alb.	1984, 2005	Réf. C
Lac Isle	Alb.	1984, 2002	Réf. C
Lac Islet	Alb.	1992-1993	Mitchell (1993), Réf. A
Lac Jackfish	Alb.	1981, 2007	Réf. C
Lac Jarvis	Alb.	2001-2008	Swanson et Zurawell (2006), Réf. A, Réf. B
Lac Jean	Alb.	1983, 1988	Réf. D
Lac Johnson	Alb.	1983, 1988	Réf. D
Lac Kearl	Alb.	1983, 1988	Réf. A, Réf. B
Lac La Biche	Alb.	1988, 2001, 2004	Réf. C
Lac La Nonne	Alb.	1978, 2002-2008	Réf. C
Lac Saint-Cyr	Alb.	1986, 1991-1995	Réf. C
Lac Sainte-Anne	Alb.	1984-1985, 1996-1998	Réf. C
Lac McGregor	Alb.	1984, 2005	Réf. C
Lac Newell	Alb.	1981, 1983, 2000-2008	Réf. C
Lac Legend	Alb.	1990-1992	Réf. D
Lac Lessard	Alb.	1982-1983	Mitchell et Prepas (1990)
Petit lac des	Alb.	1975, 1989, 2000	Réf. C
Esclaves		• •	
Réservoir Little Bow	Alb.	1983-1984	Réf. C
Lac Little Fish	Alb.	1983, 1991	Réf. C
Lac Little i ion			

_

Lac	Province	Dates	Source des données
Long Lake 2	Alb.	1984-1985, 2000-2008	Réf. C
Lower Kananaskis	Alb.	1984, 2005-2008	Réf. C
Lac Lower Mann	Alb.	1983, 1992	Réf. C
Lac Marie	Alb.	1981-1982, 2003-2009	Réf. C
Lac May	Alb.	1986	Trew, Yonge et Kaminski (1981), Réf. A, Réf. B
Lac McLelland	Alb.	1988	Réf. D
Lac McLeod	Alb.	1986, 2000-2008	Réf. C
Rés. Milk River	Alb.	1983-1986	Réf. C
Ridge			
Lac Mink	Alb.	2004	Réf. D
Lac Miguelon	Alb.	1975-1976, 2000-2008	Réf. C
Lac Moonshine	Alb.	2002-2008	Réf. C
Lac Moore (Crane)	Alb.	1980, 2005-2009	Réf. C
Lac Moose	Alb.	1986-1987, 2003-2009	Réf. C
Lac Muriel	Alb.	1988, 2003-2009	Réf. C
Lac Musreau	Alb.	1983-1987	Réf. C
Lac Nakamun	Alb.	1982-1983, 2003-2008	Réf. C
Lac Namur	Alb.	1988	Réf. D
Lac Narrow	Alb.	1983-1984	Mitchell et Prepas (1990)
Lac Nipisi	Alb.	1983	Réf. D
Lac North Buck	Alb.	1986-1987, 2000-2003	Réf. C
Lac Ois	Alb.	1983, 1988	Réf. D
Lac Oldman	Alb.	2005	Mitchell (2001), Golder Associates Ltd. (1995), Environnement Canada (2012), Réf. A, Réf. B
Reservoir	AID.	2003	willoffell (2001), doluci Associates Ltu. (1333), Lifvilofficetti Calidua (2012), net. A, net. D
	Λlb	1000 1000	Mitchell at Prence (1000)
Lac Olivia	Alb.	1983-1986	Mitchell et Prepas (1990)
Lac Otasan	Alb.	1988	Réf. D
Lac Payne	Alb.	1983	Mitchell et Prepas (1990)
Lac Peerless	Alb.	1968, 1980	Mitchell et Prepas (1990)
Lac Pigeon	Alb.	1983-1985, 2003-2008	Réf. C
Lac Pine	Alb.	1978, 1984, 2003-2009	Réf. C
Lac Pinehurst	Alb.	1985-1986	Réf. C
Rabbit	Alb.	1983, 1988	Réf. D
Rés. du lac Reesor	Alb.	1984-1985, 2000-2008	Réf. C
Lac Rock	Alb.	1968	Mitchell et Prepas (1990)
Lac Rocky Island	Alb.	1983	Réf. D
Lac Sand	Alb.	1988	Réf. D
Lac Sandy	Alb.	1988, 2000-2008	Réf. C
Lac Saskatoon	Alb.	1986-1987, 2000-2008	Réf. C
Lac Sauer	Alb.	1981-1983	Mitchell et Prepas (1990)
Lac Seibert	Alb.	1986	Mitchell et Prepas (1990)
Lac Semo	Alb.	1983	Réf. D
Lac Skeleton	Alb.	1985-1986, 2005-2009	Réf. C
Lac Smoke	Alb.	1983-1984	Réf. C
Réservoir Spray	Alb.	1984-1985	Réf. C
Lakes			
Lac Spring	Alb.	1983-1984	Réf. C
Rés. Spruce Coulee	Alb.	2000-2008	Réf. A, Réf. B
Réservoir St. Mary	Alb.	1985, 2005	Réf. C
Lac Steele (Cross)	Alb.	1985-1987, 2000-2008	Réf. C
Lac Sturgeon	Alb.	1984-1985, 2000-2008	Réf. C
Lac Sylvan	Alb.	1984-1986, 2003-2009	Réf. C
Lac Thunder	Alb.	1984-1987, 2000-2009	Réf. C
Lac Touchwood	Alb.	1986-1987, 2000-2003	Réf. C
Lac Town (Twin)	Alb.	1982-1983	Réf. C
Lac Travers	Alb.	1983, 1990-2000	Réf. C
		,	

-

Lac	Province	Dates	Source des données
Lac Tucker	Alb.	1981-1982, 2006-2007	Réf. C
Lac Tyrell	Alb.	1978, 1983, 2008	Réf. C
Lac sans nom (L4)	Alb.	1990-1992	Réf. D
Lac sans nom (L6)	Alb.	1988	Réf. D
Lac sans nom (L7)	Alb.	1990-1992	Réf. D
Lac sans nom (L9)	Alb.	1988	Réf. D
Lac sans nom (L10)	Alb.	1983, 1988	Réf. D
Lac sans nom (L11)	Alb.	1988	Réf. D
Lac sans nom (L13)	Alb.	1988	Réf. D
Lac sans nom (L14)	Alb.	1983, 1988	Réf. D
Lac sans nom (L15)	Alb.	1988	Réf. D
Lac sans nom (L21)	Alb.	1988	Réf. D
Lac sans nom (L27)	Alb.	1983, 1988	Réf. D
Lac sans nom (L28)	Alb.	1983, 1988	Réf. D
Lac sans nom (L33)	Alb.	1983, 1988	Réf. D
Lac sans nom (L40)	Alb.	1988	Réf. D
Lac sans nom (L42)	Alb.	1988	Réf. D
Lac sans nom (L43)	Alb.	1988	Réf. D
Lac sans nom (L44)	Alb.	1988	Réf. D
Lac sans nom (L45)	Alb.	1988	Réf. D
Lac sans nom (L47)	Alb.	1983, 1988	Réf. D
Lac sans nom (L48)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L49)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L50)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L51)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L56)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L57)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L58)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L59)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L68)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L69)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L70)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L71)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L72)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L73)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L74)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L75)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L76)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L77)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L78)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L79)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L80)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L81)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L82)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L83)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom (L86)	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom A	Alb.	1992	Réf. D
Lac sans nom B	Alb.	1983	Réf. D
Lac Upper	Alb.	1984, 2005-2008	Réf. C
Kananaskis	•	1000 1001 1055 155	P// 0
Lac Upper Mann	Alb.	1983-1984, 1992-1993	Réf. C
Lac Utikuma	Alb.	1976, 1979, 1996	Réf. C
Lac Waterlily	Alb.	1992	Réf. D
Lac Weekes	Alb.	1992	Réf. D
Lac Wentzel	Alb.	1983	Réf. D
Lac Whaleback	Alb.	1992	Réf. D

Lac	Province	Dates	Source des données
Lac Winagami	Alb.	1983-1986, 2000-2008	Réf. C
Lac Wizard	Alb.	1982-1984, 2006-2009	Réf. C
Lac Wolf	Alb.	1981, 2005-2007	Réf. C
Lac Wood Buffalo	Alb.	1983	Réf. D
Lac Amisk	Sask.	1947-1956?, 1917-2012	Rawson (1960), Environnement Canada (2006)
Lac Athabasca	Sask.	1987-1988	Université de l'Alberta (1990), Evans (2000)
Lac Buffalo Pound	Sask.	1980-1986	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Cree/Loon	Sask.	1947?-1958?, 1928-2010	Rawson (1960), Environnement Canada (2006)
Lac Diefenbaker	Sask.	1894-1985	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Île-à-la-Crosse	Sask.	1947-1956?	Rawson (1960), Environnement Canada (2006)
Lac La Ronge	Sask.	1948-1952	Rawson (1960)
Lac Reindeer	Sask.	1942-1947?	Rawson (1960), Environnement Canada (2006)
Lac Falcon	Man.	1991-1995	Shoal Lake Watershed Working Group (2009)
Lac Southern Indian	Man.	1978	Evans (2000), Manitoba Hydro (2012), International Lake Environment Committee (1999)
Lac Winnipeg	Man.	1969, 1999-2007	Evans (2000), Environnement Canada et Manitoba Water Stewardship (2011), Manitoba Water Stewardship (2012), International Lake Environment Committee (1999)
Lac Érié	Ont.	1983-2007	Robbins, Edgington et Kemp (1978), International Lake Environment Committee (1999), Environnement Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis (2003, 2009), Burns <i>et al.</i> (2005), Binding <i>et al.</i> (2007, 2010), Réf. A
Lac Huron	Ont.	2000-2007	Evans <i>et al.</i> (1981), International Lake Environment Committee (1999), Environnement Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis (2003, 2009), Dobiesz et Lester (2009), Wells et Parker (2010), Réf. A
Lac Ontario	Ont.	1904-1968, 1972, 1976, 1998-2006	Evans et al. (1981), International Lake Environment Committee (1999), Environnement Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis (2003, 2009), Binding et al. (2007), Réf. A
Lac Simcoe	Ont.	1981-1985	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Supérieur	Ont.	1937-1969, 1973- 1979,1985-2009	Evans <i>et al.</i> (1981), Assel (1986), International Lake Environment Committee (1999), Hawley (2000), Environnement Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis (2003, 2009), White, Austin et Matsumoto (2012), Réf. A
Lac Caniapiscau	Qc	1981-1985	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Champlain	Qc	1972-1975, 1988	International Lake Environment Committee (1999)
Rés. La Grande 2	Qc	1980-1985	International Lake Environment Committee (1999)
Rés. Manicouagan	Qc	1985	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Massawippi	Qc	1982. 1984	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Memphrémagog	Qc	1985, 1987	International Lake Environment Committee (1999)
Lac St-Jean	Qc	1979	International Lake Environment Committee (1999)
Lac Kejimkujik	NÉ.	1980-1981	International Lake Environment Committee (1999), Réf. A
Lac Otter	NB.	1960-1971, 2003	Environnement Canada (2006), Harris, Cumming et Smol (2006), Réf. A
Lac Utopia	NB.	1985-1993, 2003	Environnement Canada (2006), Harris, Cumming et Smol (2006), Réf. A
Lac Western Brook	TNL	1972-1973, 1982	International Lake Environment Committee (1999), Réf. A
Lac Aishihik	Yn	1972-1975	International Lake Environment Committee (1999)
Grand lac de l'Ours	T.NO.	1963-1965, 1976-1978	Johnson (1975), Moore (1980), Evans (2000), International Lake Environment Committee (1999), Réf. A
Grand lac des Esclaves	T.NO.	1944-1948, 1975-1977, 1985	Rawson (1950), Evans (2000), Gibson, Prowse et Peters (2006), Réf. A
Lac Garrow	Nt	1980-1986	International Lake Environment Committee (1999)

¹Réf. A=Adrienne Ethier (Énergie atomique du Canada limitée; données non publiées)

²Réf. B=Mary Raven (Alberta Environment and Water; données non publiées)

³Réf. C=Mitchell et Prepas (1990), Adrienne Ethier (Énergie atomique du Canada limitée; données non publiées), Mary Raven (Alberta Environment and Water; données non publiées)

⁴Réf. D=Programme de surveillance aquatique régional (2012), Adrienne Ethier (Énergie atomique du Canada limitée; données non publiées), Mary Raven (Alberta Environment and Water; données non publiées)

Chapitre 10:

Le mercure dans le biote terrestre et aquatique au Canada – Variations géographiques



Auteur coordinateur : Neil Burgess

Coauteurs: David Depew, Mary Gamberg, John Chételat

Collaborateurs : Tanya Brown, Linda Campbell, Meredith Clayden, Marlene Evans, Michel Lebeuf, Robert Letcher, Lisa Loseto, Derek Muir, Michael Power, Ken Reimer, Gary Stern, Shannon van der Velden

TABLE DES MATIÈRES

10.1 INTRODUCTION	626
10.1.1 Vue d'ensemble de la dynamique du mercure dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	626
10.1.2 Vue d'ensemble des réseaux trophiques au sein des écosystèmes terrestres et aquatiques	627
10.2 CONCENTRATIONS DE MERCURE ET ÉVOLUTION SPATIALE DANS LE MILIEU TERRESTRE	627
10.2.1 Les plantes, les champignons et les lichens terrestres	627
10.2.2 Les oiseaux	630
10.2.2.1 Oiseaux piscivores et oiseaux de mer	631
10.2.3 Les mammifères terrestres	636
10.2.3.1 Le caribou	636
10.2.3.2 Le vison et la loutre	642
10.3 CONCENTRATIONS DE MERCURE ET ÉVOLUTION SPATIALE DANS LE MILIEU AQUATIQUE	647
10.3.1 Les plantes aquatiques	
10.3.2 Les invertébrés aquatiques	647
10.3.3 Les poissons d'eau douce	650
10.3.3.1 Le touladi	
10.3.3.2 Le doré jaune	654
10.3.3.3 Le grand brochet	
10.3.3.4 Le grand corégone	657
10.3.3.5 Le meunier noir	659
10.3.3.6 La perchaude	
10.3.3.7 L'omble chevalier	
10.3.4 Les poissons de mer	
10.3.5 Les mammifères marins	665
10.3.5.1 Le phoque annelé	665
10.3.5.2 Le béluga	
10.3.5.3 L'ours blanc	668
10.4 RÉCAPITULATIF ET PRINCIPALES LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES	
10.4.1 Conclusions sur les concentrations et l'évolution du mercure	669
10.4.2 Lacunes dans les données	
10.4.3 Recommandations pour les futures activités de recherche et de surveillance	673
10.5 RÉFÉRENCES	674

10.1 INTRODUCTION

Les processus physiques, chimiques et biologiques ont des répercussions sur le cycle du mercure (Hg) et du méthylmercure (MeHg) se trouvant au sein des écosystèmes terrestres, aquatiques et atmosphériques de la planète. Ces processus et ces voies de pénétration ont été décrits en détail dans les chapitres précédents (chapitre 4 : Processus, transport, concentrations et évolution dans l'atmosphère; chapitre 5 : Devenir et méthylation du mercure dans les zones sèches et les terres humides: chapitre 7 : Le mercure en milieu marin : processus et niveaux). Le présent chapitre décrit l'état actuel des connaissances sur l'évolution spatiale du mercure total (HgT) et du méthylmercure (MeHg) dans le biote terrestre et le biote aquatique. Il examine les éléments cités précédemment ainsi que les facteurs environnementaux qui ont des répercussions sur la méthylation du mercure.

10.1.1 Vue d'ensemble de la dynamique du mercure dans les écosystèmes terrestres et aquatiques

Le dépôt de mercure dans les systèmes terrestres est extrêmement variable et peut être modifié par les caractéristiques physiques du paysage ainsi que par la composition des espèces présentes dans l'habitat (Graydon et al., 2008). Hintelmann et al., (2002) ont estimé qu'au sein d'un écosystème composé d'hypnum, de lichens et d'arbustes de bleuets, les deux tiers du dépôt de mercure dans cet écosystème sont dus à la libération et au ruissellement provenant de cet écosystème. Un examen du cycle du mercure décrit le concept de « recyclage rapide » où il a été prouvé que le mercure qui s'est récemment déposé se volatiliserait de nouveau (Selin, 2009). Au cours de la même étude, on a estimé qu'entre 5 et 60 % du mercure déposé est rapidement recyclé dans l'atmosphère, mais cela dépend de la surface.

La présence de couverts forestiers peut considérablement modifier les dépôts de mercure dans le paysage ainsi que les déplacements au sein de celui-ci. Le feuillage peut capter le mercure présent dans l'atmosphère au moyen des dépôts secs et

humides, où les concentrations augmentent souvent au cours de la période de végétation (Barghigiani et al., 1991; Bombosch, 1983; Fleck et al., 1999; Rasmussen et al., 1991; Rasmussen, 1995, Wyttenbach et Tobler, 1988). C'est pourquoi les dépôts de mercure dans la pluie au sol et dans la litière en dessous des couverts forestiers dépasse largement les dépôts de mercure dans les aires ouvertes limitrophes (Graydon et al., 2008; Grigal et al., 2000; Lee et al., 2000; Rea et al., 2002; St. Louis et al., 2001). Ainsi, certaines zones sèches peuvent agir en tant que bassins pour mercure comportant des accumulations importantes de mercure en quantité bien plus considérable que les dépôts annuels (Graydon et al., 2009). Une certaine quantité du mercure présent dans le dépôt atmosphérique est absorbée par la biomasse végétale directement à travers la biomasse aérienne, tandis qu'une autre quantité est absorbée par les racines des plantes par l'intermédiaire de l'eau provenant du sol. Par ailleurs, une certaine quantité de mercure absorbée par les plantes sera consommée par les animaux, une partie sera absorbée par la couche superficielle du sol au travers de la litière et une partie sera libérée de nouveau dans l'atmosphère par les incendies de forêt (Selin, 2009).

Bien que les écosystèmes aquatiques reçoivent les dépôts de mercure directement de l'atmosphère, les autres sources de mercure d'origine atmosphérique peuvent comprendre les multiples gisements de mercure inorganique de la terre, d'éléments terrestres décrits plus haut au moyen des ruissellements des bassins versants (notamment des terres humides) ou des débits souterrains (Grigal, 2002). À la suite de cela, le mercure aqueux peut se retrouver emprisonné, transformé ou éliminé grâce à plusieurs processus différents (voir le chapitre 6). Certains types de mercure aqueux (Hg2+) peuvent être réduits en mercure élémentaire gazeux (Hg⁰), puis réémis dans l'atmosphère ou éliminés du système grâce aux courants sortants des cours d'eau et des rivières. Le reste du mercure présent dans le système s'accumule généralement dans les sédiments après s'être lié aux particules. Le mercure déposé dans les sédiments peut être méthylé par des bactéries pour produire le méthylmercure, qui est un type de mercure préoccupant en raison de sa toxicité et du fait qu'il a tendance à s'accumuler dans les réseaux trophiques.

10.1.2 Vue d'ensemble des réseaux trophiques au sein des écosystèmes terrestres et aquatiques

Les réseaux trophiques au sein de l'écosystème terrestre ont tendance à être simples et à avoir peu de niveaux. Ils se composent de trois groupes clairement distincts : les plantes et les lichens, les herbivores et les carnivores/organismes détritivores. En revanche. les réseaux trophiques des écosystèmes aquatiques varient en longueur. Les mêmes espèces peuvent occuper différentes niches écologiques en fonction de la structure de l'habitat et de la composition des espèces dans un système donné. Toutefois, en général, on peut dire que la plupart des réseaux trophiques aquatiques sont composés d'au moins quatre niveaux trophiques différents, dont les producteurs primaires (p. ex. le phytoplancton, les algues benthiques et les macrophytes vasculaires), les consommateurs primaires (p. ex. le zooplancton crustacé et les larves d'invertébrés), les petits poissons insectivores ou mangeurs de zooplancton (p. ex. le crapet-soleil et le gaspareau) et les grands poissons piscivores (p. ex. le doré jaune et le grand brochet). Les espèces sauvages piscivores, telles que le Plongeon huard, le Balbuzard pêcheur, le vison, la loutre, le phoque et l'ours blanc occupent le niveau trophique supérieur au sein des réseaux trophiques aquatiques.

Il existe relativement peu d'études portant sur les dynamiques du méthylmercure au sein des réseaux trophiques terrestres au Canada. Rimmer et al. (2010) ont prouvé qu'au sein d'un réseau trophique forestier montagnard méridional une bioamplification du méthylmercure a lieu à des niveaux trophiques successifs; en effet, les concentrations les plus élevées ont été trouvées chez des rapaces. Evers et al. (2005) ont fait des constatations semblables chez les oiseaux aquatiques au nord-est de l'Amérique du Nord. Ils ont également remarqué des concentrations élevées de méthylmercure chez les oiseaux insectivores. La bioamplification du méthylmercure au sein des systèmes aquatiques a bien été étudiée grâce aux comparaisons : habituellement, les concentrations de méthylmercure augmentent toujours en parallèle avec le niveau trophique au sein des réseaux trophiques fluviaux et lacustres (p. ex. Cabana et Rassmussen, 1994 Chasar et al., 2009; chapitre 6 de cette évaluation).

Étant donné les tendances observées de la bioamplification, on pense que les concentrations de mercure les plus élevées se trouveraient dans les niveaux trophiques supérieurs. Un réseau trophique terrestre type où il y aurait des concentrations élevées de mercure serait composé de lichens, de caribous de la toundra et de loups. Toutefois, les caribous ont des concentrations de mercure plus élevées que les lichens (Gamberg 2009a et 2010). Les loups n'ont pas forcément des concentrations de mercure proportionnellement élevées (Gamberg et Braune. 1999). Cette différence peut être due au fait que les loups se nourrissent également d'orignaux et de petits mammifères, qui ont l'habitude d'avoir une charge corporelle de mercure moins élevée que celle du caribou (Gamberg et al., 2005a). Dans les écosystèmes aquatiques, les gros poissons piscivores devraient avoir les concentrations les plus élevées de mercure (Cabana et Rassmussen, 1994). Cette hypothèse est confirmée d'après une évaluation des concentrations de mercure sur plus de 100 espèces de poissons prélevées dans tout le Canada (Depew et al., 2013a). Pour ce qui est des écosystèmes d'eau douce, bien qu'il y ait beaucoup de facteurs environnementaux qui peuvent modifier la concentration de mercure chez les gros poissons piscivores, des études corrélatives indiquent que les systèmes de carbone organique dissous (quantité modérée) oligotrophes (pauvres en éléments nutritifs) et à faible pH ont tendance à avoir un biote où les concentrations de mercure sont parmi les plus élevées, notamment chez la faune aquatique et terrestre piscivore (Burgess et Hobson, 2006 Chen et al., 2005; Kamman et al., 2005).

10.2 CONCENTRATIONS DE MERCURE ET ÉVOLUTION SPATIALE DANS LE MILIEU TERRESTRE

10.2.1 Les plantes, les champignons et les lichens terrestres

Les concentrations de mercure dans les champignons, les lichens, les plantes sont habituellement faibles; elles peuvent atteindre jusqu'à 0,25 µg g⁻¹ voire être

TABLEAU 10.1 Concentrations de mercure total et de méthylmercure pour les principaux groupes de plantes, de champignons et de lichens au Canada

	Tissu	Nombre total d'échantillons de mercure	Écarts des concentrations moyennes de mercure total en µg g ⁻¹ en poids sec	Nombre d'échantillons de mercure	Écarts des concentrations moyennes de méthylmercure ng g ⁻¹ en poids sec	Références
Champignons		14	0,14-0,25			1-3
Lichens		310	0,03-2,06	11	0,18-2,0	1-15
Mousse		119	0,03-0,21	16	0,20-2,0	3, 4, 8, 9, 11, 12, 14, 15
Plantes herbacées		82	0,003-0,07	21	0,02-0,60	1, 2, 7, 16, 17, 18
Arbustes	Baies	126	<0,002-0,009			2, 16, 17, 18, 19, 20
	Branches	109	0,005-0,21	3	0,19-0,45	4, 9, 16, 17, 18
Arbres	Écorce	192	0,003-0,14			2, 6, 14, 17, 18, 25
	Branches	3 521	0,003-0,14	4	0,03-0,16	2, 3, 4, 6, 7, 9, 12, 17, 18, 21, 22, 25
	Bois	27	<0,002-0,04			6, 14, 16, 25
Litière		27	0,025-0,08	27	0,06-0,55	23, 24

1-Choy *et al.*, 2010; 2-Gamberg, données non publiées; 3-Rasmussen *et al.*, 1991; 4-Chiarenzelli *et al.*, 2001; 5Carignan et Sonke, 2010; 6-Zhang *et al.*, 1995a; 7-Gamberg, 2009a; 8-Evans et Hutchinson, 1996; 9-Hall et St. Louis, 2004; 10-Crête *et al.*, 1992; 11-Moore *et al.*, 1995; 12-Rencz *et al.*, 2003; 13-SOMER, 1993; 14-Friedli *et al.*, 2007; 15-Hintelmann *et al.*, 2002; 16-Rutherford et Tobin, 2010; 17-Jin, 2003; 18-Jin, 2005; 19-Sellers, 2006; 21-Graydon *et al.*, 2012; 22-Graydon *et al.*, 2009; 23-Graydon *et al.*, 2008; 24-St. Louis *et al.*, 2001; 25-Zhang *et al.*, 1995b.

indétectables (tableau 10.1). Les concentrations les plus élevées se trouvent dans les champignons et les lichens; la concentration moyenne la plus élevée (2,06 μg g⁻¹) a été observée chez un lichen épiphyte sur les rives de la baie d'Hudson (Carignon et Sonke, 2010).

Les lichens n'ont pas de systèmes radiculaires. Ils absorbent les éléments nutritifs présents dans l'atmosphère. Ils absorbent ainsi le mercure atmosphérique (Poissant *et al.*, 2008). Les lichens sont des producteurs primaires importants, particulièrement dans l'Arctique. Ils représentent pour le caribou de la toundra la principale source de nourriture en hiver, et donc une voie de pénétration considérable du mercure chez le caribou (Gamberg, 2009a). On ne sait pas si les lichens conservent tout le mercure qu'ils absorbent ou si une certaine quantité est réémise. Carignon et Sonke (2010) ont signalé que les concentrations de mercure dans les lichens frutescents épiphytes (recouvrant les arbres) (jusqu'à 2,06 µg g-1 en poids sec) ont diminué

le long d'un gradient, à distance de la baie d'Hudson et étaient très liées aux concentrations halogènes (brome, chlore et iode). Ils ont émis l'hypothèse selon laquelle une fois dans les lichens, les métaux, notamment le mercure, pourraient être complexés par les acides fumariques au sein des compartiments intracellulaires et extracellulaires, ce qui empêcherait très probablement une photoréduction supplémentaire du mercure et son évaporation dans l'atmosphère. Ils ont conclu que les matières particulaires et le mercure gazeux total sont des formes extraites efficacement et immobilisées par les lichens corticaux tout au long de l'année, sans qu'elles soient fortement affectées par les réémissions photochimiques de la neige présente sur les lichens. De même, les concentrations élevées de mercure mesurées dans les lichens corticaux à proximité de la baie d'Hudson résultent probablement des épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique (associés aux écosystèmes marins de l'Arctique, Douglas et al., 2012). Les concentrations plus faibles de mercure que l'on retrouve dans les

TABLEAU 10.2 Variations géographiques du mercure total (μg ^{g-1}, en poids sec) de certaines espèces de lichen et de plantes au Canada

		Yukon	Nunavut	Ontario	Références
Cladonie arbuscule	<i>Cladonia</i> sp.	0,107 (5)	<0,05-0,093 (16)	0,033-0,048 (5)	4, 7, 8
Flavocétraire cucullée	Flavocetraria cucullata	0,072 (5)	0,072 (5)		4, 7
		Ontario	Québec	Nouvelle-Écosse	
Usnée barbue	<i>Usnea</i> sp.		0,08-0,35 (5)	0,178 (45)	5, 12
Hypnum	Pleurozium schreberi	0,065-0,091 (6)	0,076-0,213 (13)	0,172 (8)	8, 12
Arbres (extrémités des branches)		Ontario	Québec	Nouvelle-Écosse	
Érable	<i>Acer</i> sp.	0,007-0,008 (46)		0,032 (135)	12, 21
Pin	<i>Pinus</i> sp.	0,011-0,013 (832)		0,025 (56)	12, 21, 22
		Yukon	Nunavut	Colombie- Britannique	
Saule	Salix sp.	0,005-0,006 (18)	0,073 (10)	0,014-0,015 (46)	2, 4, 17, 18

Remarque : Voir le tableau 10.1 pour les références.

lichens terricoles des zones côtières (sans doute aussi touchées par les épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique) peuvent s'expliquer par les propriétés isolantes de la couverture de neige présente la majeure partie de l'année, tandis que les lichens corticaux pourraient permettre le piégeage du mercure tout au long de l'année. Crête et al., (1992) ont découvert des concentrations de mercure de plus en plus importantes dans les lichens dans l'est du Québec. Ils ont également découvert que les concentrations étaient plus élevées dans les lichens des biomes de la toundra que dans les lichens des forêts.

Contrairement aux lichens, les plantes vasculaires absorbent les éléments nutritifs (et le mercure) du sol, bien que les dépôts directs (secs ou humides) peuvent s'additionner au mercure présent sur la surface externe de ces plantes. Les plantes herbacées, les arbustes et les arbres ont constamment de faibles concentrations de mercure, les concentrations les plus faibles étant dans les fruits des plantes et les concentrations les plus élevées dans les branches d'arbustes (tableau 10.1). Le mercure provenant de

ces groupes de plantes et assimilé par les herbivores terrestres est peu important.

Le mercure peut être méthylé puis peut subir une déméthylation au sein des couches du sol (St. Louis et al., 2001). Le méthylmercure présent dans l'eau du sol peut être absorbé directement par les plantes au moyen des racines ou le mercure gazeux réactif (Hg²⁺) peut être méthylé au sein des plantes (Moore et al., 1995). La proportion de mercure total sous forme de méthylmercure dans les plantes fourragères consommées par le caribou et prélevées au Yukon se situait entre 0,5 % (pour la linaigrette du Canada) et 31 % (pour le saule); la proportion de méthylmercure étant bien plus élevée pour la plupart des groupes de plantes prélevées dans la région North Slope au Yukon (emplacement côtier) par rapport à un emplacement situé dans les terres (Gamberg, 2009a). Cette différence peut être liée aux épisodes d'appauvrissement du mercure atmosphérique qu'ont connus les zones côtières (Steffen et al., 2008), toutefois le processus n'est pas totalement clair. La quantité de mercure présent sous forme méthylée est

assez variable même au sein des groupes de plantes, allant de 0,25 % (Gamberg, 2009a) à 13,5 % (Moore *et al.*, 1995) dans les lichens et de 0,43 % (Hall et St. Louis, 2004) à 38,2 % (Moore *et al.*, 1995) dans les mousses. Les facteurs faisant varier la quantité de méthylmercure dans les plantes restent encore à être explorés.

Le manque de données disponibles concernant les concentrations de mercure total dans la végétation au Canada rend la distinction de l'évolution géographique difficile, si évolution il y a. Une comparaison des plantes de même genre révèle qu'il existe des concentrations de mercure semblables (tableau 10.2) au sein des différents territoires et des provinces. Toutefois, on constate que l'érable et le pin ont des concentrations de mercure total plus élevées en Nouvelle-Écosse qu'en Ontario, que le saule a une concentration moins élevée au Yukon, une concentration moyenne en Colombie-Britannique et la concentration la plus élevée au Nunavut.

10.2.2 Les oiseaux

Les oiseaux forment un large éventail de niches écologiques et géographiques; ces dernières peuvent avoir des répercussions sur les concentrations de mercure auxquelles ils sont exposés. Comme on s'y attendait, les herbivores, y compris les passereaux granivores et le gibier des hautes terres ont les concentrations les plus faibles de mercure; en effet, la végétation a tendance à avoir des concentrations faibles, les lichens et les mousses relativement riches en mercure ne sont pas la nourriture recherchée préférée des oiseaux. Le groupe des insectivores englobe les oiseaux qui se nourrissent, en grande partie, d'insectes (notamment d'espèces aquatiques émergentes) et d'araignées, mais il faut reconnaître qu'ils ne sont pas tous de stricts insectivores; d'autres groupes alimentaires peuvent faire partie de leur régime (crustacés, fruits et graines). Par ailleurs, d'autres groupes d'oiseaux peuvent consommer des insectes à un certain point de leur cycle de vie, surtout lorsqu'il faut nourrir les jeunes au printemps. Même si les oiseaux piscivores ont tendance à avoir les concentrations les plus élevées de mercure (voir ci-dessous), certains oiseaux insectivores peuvent également être très exposés au mercure. Par exemple, le Quiscale rouilleux se reproduit généralement dans les tourbières qui favorisent la méthylation du mercure (Edmonds et al., 2012). Par conséquent, dans le nord-est de l'Amérique du Nord le Quiscale rouilleux a une concentration élevée de mercure dans le sang. caractéristique que l'on retrouve habituellement chez les oiseaux qui sont plus prédateurs (Edmonds et al., 2010; Evers et al., 2005). De même, on trouve des concentrations élevées de mercure dans le sang de la Grive de Bicknell, insectivore qui se reproduit sur les pics montagneux du nord-est de l'Amérique du Nord (Rimmer et al., 2005, 2010). Parmi les autres oiseaux insectivores ayant une concentration élevée de mercure figurent la Paruline des ruisseaux, la Carouge à épaulettes, le Troglodyte de Caroline et le Bruant à queue aiguë (Evers et al., 2005: Jackson et al., 2011; Lane et al., 2011; Winder et Emslie, 2012). Contrairement à ce que l'on croit, le méthylmercure peut subir une bioamplification importante au sein de certains réseaux trophiques terrestres par l'intermédiaire de prédateurs invertébrés tels que les araignées et par la suite grâce aux oiseaux qui s'en nourrissent (Cristol et al., 2008; Tsui et al., 2012). Malheureusement, peu de recherches ont été effectuées sur ces espèces d'oiseaux au Canada, ce qui représente des « lacunes scientifiques » importantes à combler.

Les carnivores englobent les oiseaux prédateurs qui ne se nourrissent pas de poissons (p. ex. les faucons et les hiboux), mais ici encore il peut y avoir chevauchement en fonction des occasions qui se présentent lors de la recherche de nourriture. Bon nombre d'insectivores et de carnivores ont des concentrations de mercure similaires indiquant donc une position équivalente au sein du réseau trophique. Les piscivores englobent les oiseaux dont le régime alimentaire est en grande partie composé de poissons et incluent une variété d'oiseaux de mer. Les oiseaux de mer et les piscivores d'eau douce (p. ex. le Balbuzard pêcheur, le Pygargue à tête blanche, le Plongeon huard et le Grand Héron) se trouvent à des niveaux relativement supérieurs dans le réseau trophique. Malgré les variations considérables dans la stratégie de recherche de nourriture, les préférences en matière de sélection des proies et le cycle biologique, les oiseaux piscivores affichent généralement des concentrations élevées

de mercure dans les tissus prélevés, reflétant les fortes concentrations de mercure dans bon nombre d'espèces de poissons. Le tableau 10.3 présente un récapitulatif des concentrations de mercure des quatre principaux groupes d'oiseaux, en fonction du régime alimentaire.

L'évaluation de l'évolution spatiale du mercure chez les espèces aviaires peut être difficile en raison des différences en matière de recherche de nourriture, de sélection des proies et du cycle biologique (voir ci-dessus) propre aux espèces, mais également en raison des types de tissus analysés et des types de mercure analysés. Dans la plupart des cas, le mercure présent dans les tissus d'espèces aviaires est du mercure total plutôt que du méthylmercure (tableau 10.4). Le méthylmercure ingéré est aisément absorbé par le sang (83 % chez le Plongeon; Fournier et al., 2002), puis est acheminé vers différents tissus corporels. Le méthylmercure représente entre 80 et 100 % du mercure total présent dans les tissus musculaires chez le Plongeon (Scheuhammer et al., 1998b). Le méthylmercure qui se dépose dans les tissus musculaires est alors disponible et remobilisé au cours de la mue (Evers et al., 2005). La guasitotalité du mercure présent dans les plumes est du

méthylmercure (Thompson et Furness, 1989); ce fait révèle une concentration de mercure dans le sang au moment de la mue (Bearhop et al., 2000). Le méthylmercure présent dans les reins, le foie et le cerveau subit une déméthylation avec l'action conjointe du sélénium pour former un complexe non toxique (Stoewsand et al., 1974). Toutefois, la proportion de mercure total que l'on trouve dans ces tissus sous forme méthylée diminue à mesure que la concentration de mercure total augmente (Scheuhammer et al., 1998b). Weech et al., (2003) ont découvert que 66 % du mercure total présent dans le foie du Pygarque à tête blanche est sous forme méthylée. Les œufs présentent également une concentration élevée de méthylmercure, supérieure à 95 % chez le Plongeon (Scheuhammer et al., 2001), supérieure à 90 % chez les oiseaux aquatiques (Fimreite et al., 1974) et équivalente à 88 % chez le Pygarque à tête blanche (Elliott et al., 1996).

10.2.2.1 Oiseaux piscivores et oiseaux de mer

Il est préférable d'utiliser des espèces semblables et des tissus équivalents pour comparer l'évolution spatiale chez les oiseaux. Puisque les oiseaux piscivores ont des concentrations élevées de mercure

TABLEAU 10.3 Récapitulatif des concentrations du mercure total (μg¹g en poids humide) dans les tissus de groupes d'oiseaux herbivores, insectivores, carnivores et piscivores au Canada

Concentration moyenne de mercure total µg g ⁻¹ en poids humide (nombre d'échantillons)										
	Sang	Œufs	Plume*	Rein	Foie	Muscle	Références			
Herbivores	-	0,06 (20)	0,02-0,04 (19)	0,02-0,09 (142)	0,004-0,18 (137)	<0,002-0,02 (128)	1, 2, 4-9, 12			
Insectivores	0,08-0,13 (70)	0,07-0,68 (33)	0,37-0,64 (48)	-	-	<0,05-0,24 (47)	8, 10-12			
Carnivores	-	0,01-3,5 (1 174)	-	-	0,02-3,4 (56)	-	1, 3, 13, 14			
Piscivores	0,09-6,4 (1 427)	0,01-2,99 (1 295)	2,71-28,8 (1 228)	0,6-39,9 (124)	0,14-30,5 (662)	0,1-4,1 (194)	1, 3, 13, 15-31			

^{*}Les concentrations de mercure présent dans les plumes s'expriment en poids sec.

¹⁻Frank *et al.*, 1975; 2-Gamberg, données non publiées; 3-Centre canadien coopératif de la santé de la faune, données non publiées; 4-Pedersen *et al.*, 2006; 5-Rutherford et Tobin, 2010; 6-SOMER,1993; 7-Sellers, 2005; 8Braune *et al.*, 1999a; 9-Langlois et Langis, 1995; 10-Rimmer *et al.*, 2005; 11-Morrissey *et al.*, 2004; 12-Baril *et al.*, 1990; 13-Noble et Elliot, 1990; 14-Peakall *et al.*, 1990; 15-Evers *et al.*, 2005; 16-Champoux *et al.*, 2005; 17Champoux *et al.*, 2009; 18-DesGranges *et al.*, 1998; 19-Weech *et al.*, 2006; 20-Dominguez *et al.*, 2003; 21-Scheuhammer *et al.*, 2008; 22-Elliot *et al.*, 1989; 23-Elliot *et al.*, 2000; 24-Hughes *et al.*, 1997; 25-Minaskuat, 2008; 26-Bowerman *et al.*, 1994; 27-Weech *et al.*, 2003; 28-Elliot *et al.*, 1996; 29-Burgess *et al.*, 2005; 30-Scheuhammer *et al.*, 1998a; 31-Scheuhammer, 1998b; 32-Scheuhammer *et al.*, 2001; 33-Champoux *et al.*, 2006; 34-Frank *et al.*, 1983; 35-Fox *et al.*, 1980; 36-Daoust *et al.*, 1998; 37-Scheummer *et al.*, 2012; 38-Hamilton *et al.*, 2011.

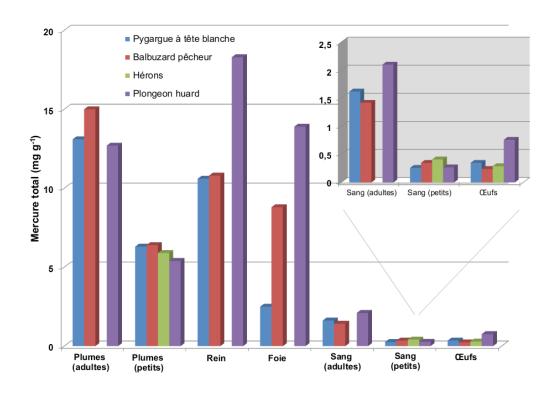


FIGURE 10.1 Concentration de mercure total chez les oiseaux piscivores au Canada. Toutes les concentrations dans les tissus sont exprimées en μg g-1 en poids humide à l'exception des concentrations sur les plumes qui sont exprimées en poids sec. Données de Bowerman et al., 1994; Burgess et al., 2005; Champoux et al., 2005, 2006; Daoust et al., 1998; DesGranges et al., 1998; Dominguez et al., 2003; Elliot et al., 1989, 1996, 2000; Evers et al., 2005; Fox et al., 1980; Frank et al., 1983; Hamilton et al., 2011; Hughes et al., 1997; Minaskuat, 2008; Noble et Elliot, 1990; Scheuhammer et al., 1998a,b, 2001, 2008; Schummer et al., 2012; Weech et al., 2003, 2006.

et que ces oiseaux consomment principalement du poisson qui contient entre 94 et 99 % de méthylmercure (Bloom, 1992), les piscivores sont un indicateur idéal permettant d'évaluer l'exposition au mercure. Ceci est particulièrement vrai si le mercure est mesuré dans le sang ou dans les œufs d'espèces qui ne cherchent pas leur nourriture en parcourant de grandes distances (p. ex. le Plongeon huard). Toutefois, les mêmes espèces peuvent ne pas être disponibles dans toutes les régions. Elles peuvent aussi modifier leur régime alimentaire en fonction de la présence de proies. On a tenté de tenir compte de quelques-uns de ces facteurs pour quatre oiseaux piscivores sur lesquels on prélève le plus souvent des échantillons (le Plongeon huard, le Pygarque à tête blanche, le Balbuzard pêcheur et le Héron) en recueillant des données d'oiseaux adultes et jeunes et en ne retenant que les données pour lesquelles le nombre d'échantillons minimum était de cing. Les échantillons ont été prélevés sur une certaine période (1970-2009) et à différents endroits. Les résultats

indiquent qu'il n'existe aucune différence notable entre les espèces (figure 10.1).

Il ne semble pas y avoir de différence notable des concentrations de mercure chez les espèces d'oiseaux piscivores (figure 10.1). Les données recueillies proviennent de différentes régions du Canada et les habitudes alimentaires de ces oiseaux prédateurs acquises sont fonction des occasions qui se présentent. Il n'est donc pas surprenant que les différences entre les espèces ne soient pas énormes. Le fait que les concentrations de mercure soient plus élevées chez les adultes et moins élevées chez les jeunes est une caractéristique commune à toutes les espèces.

En termes d'évolution spatiale, on découvre qu'il y a de plus en plus de mercure dans les tissus de plusieurs espèces aviaires, à mesure que l'on va vers l'est du Canada (tableau 10.4). Il pourrait également y avoir des concentrations plus élevées dans le nord

du Canada, mais il existe bien peu de données pour évaluer cette évolution. Les concentrations de mercure indiquent une tendance longitudinale évidente du mercure présent dans le sang de la Grive de Bicknell et du Plongeon huard, dans les œufs du Pygarque à tête blanche, du Grand Héron, du Plongeon huard et du Balbuzard pêcheur ainsi que dans les plumes du jeune Balbuzard pêcheur et du Pygarque à tête blanche adulte. Cette évolution de la concentration de mercure qui va en grandissant à mesure que l'on va vers l'est se remarque distinctement dans le mercure présent dans le sang du Plongeon huard, et ce, sur tout le Canada (figure 10.2). Il existe, toutefois, certaines exceptions à cette tendance : par exemple, le mercure présent dans les œufs du Pygarque à tête blanche vivant dans la région des Prairies et sur les plumes du Balbuzard pêcheur et du Plongeon huard adultes ainsi que sur celles du jeune Pygarque à tête blanche. On ne sait pas pour quelle raison ces espèces et ces types de tissus se différencient des autres, mais il pourrait s'agir de régimes alimentaires et de stratégies de recherche de nourriture différents. Néanmoins, l'évolution générale que révèlent les données aviaires concorde avec les autres études qui ont démontré une évolution importante de la concentration de mercure dans les tissus aviaires à mesure que l'on va vers l'est, la région nord-est de l'Amérique du Nord connaissant les concentrations de mercure les plus élevées (Evers et al., 1998, 2003; Scheuhammer et al., 2001).

Plusieurs programmes de surveillance à long terme exécutés dans les régions du Pacifique, de l'Atlantique et de l'Arctique et dans la région des Grands Lacs ont permis de relever des données spatiales et temporelles complètes (voir le chapitre 11) et ainsi d'évaluer grâce au prélèvement d'œufs, l'exposition des oiseaux de mer au mercure lorsqu'ils se reproduisent dans les secteurs distincts (p. ex. Burgess et al., 2013, Mallory et Braune, 2012; Weseloh et al., 2011). Des données sur les contaminants (dont le mercure) chez les oiseaux de mer obtenues grâce aux prélèvements réalisés sur divers tissus (sang, foie et reins), la dépuration (plumes, œufs) et la déméthylation sont une source de confusion pour l'interprétation des concentrations de mercure dans bon nombre de ces tissus. Par conséguent, la plupart des programmes de

surveillance mesurent le mercure présent dans les œufs, car il est relativement aisé d'en prélever des échantillons; les répercussions sur les populations sont minimes et les œufs permettent d'évaluer de facon raisonnable l'exposition au mercure sur les lieux de reproduction (Mallory et Braune, 2012). Les données sur le mercure obtenues d'œufs d'oiseaux de mer grâce à la surveillance à long terme et l'échantillonnage opportuniste réalisés entre 2003 et 2011 sont récapitulées dans la figure 10.3 pour les régions de l'Atlantique, des Grands Lacs et de l'Arctique. Les variations de la concentration de mercure total chez les espèces d'oiseaux de mer sont moins importantes dans la région de l'Atlantique, mais elles sont plus importantes dans l'Arctique canadien. La Sterne arctique a la concentration en mercure la plus élevée retrouvée dans des œufs (0.53 ug g-1 en poids humide; Akearok et al., 2010), et ce, parmi toutes les espèces (figure 10.3). Parmi les espèces semblables, on retrouve des concentrations plus élevées de mercure chez la Mouette tridactyle et l'Eider à duvet dans la région de l'Arctique (figure 10.3). Toutefois, la variabilité entre les pontes peut être considérable (jusqu'à 48 % plus élevée pour le premier œuf pondu) (Akearok et al., 2010). Par ailleurs, à cause de la présence d'espèces envahissantes ou de changements dans les réseaux trophiques aquatiques, d'importants changements dans le régime alimentaire peuvent également avoir des répercussions sur les concentrations de mercure chez les oiseaux de mer (Burgess et al., 2013; Weseloh et al., 2011).

Voici les espèces : STAR – Sterne arctique; GUMA – Guillemot marmette; GUMI – Guillemot à miroir; EIDU – Eider à duvet; GOMA – Goéland marin; GRHE – Grand Héron; GOAR – Goéland argenté; HAKA – Harelde kakawi; FUBO – Fulmar boréal; PEPI – Petit Pingouin; GUBR – Guillemot de Brünnich. Données de Akearok *et al.*, 2010; Braune, 2007; Burgess *et al.*, 2013; Champoux (données non publiées); Lavoie *et al.*, 2010; Wesleoh *et al.*, 2011. Les données indiquent l'écart-type moyen régional; il y a entre 12 et 15 œufs au minimum (3 et 5 bassins). Les sites avec un écart-type supérieur à une colonie ou à un site ont été pris en compte dans le calcul de l'écart-type moyen.

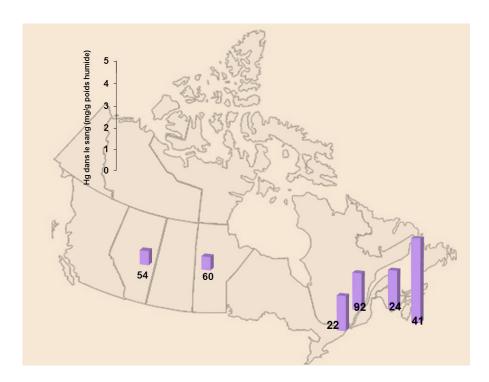


FIGURE 10.2 Concentrations moyennes de mercure total (μg g⁻¹ en poids humide) dans le sang du Plongeon huard adulte au Canada; les chiffres indiquent le nombre d'échantillons. Données de Burgess *et al.*, 2005; Champoux *et al.*, 2005; Scheuhammer *et al.*, 1998a; Scheuhammer, Burgess, Champoux et Lord, données non publiées.

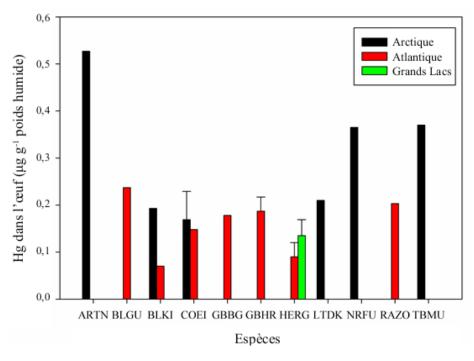


FIGURE 10.3 Récapitulatif des concentrations de mercure total chez les oiseaux de mer (µg g-1 en poids humide), prélèvements réalisés sur divers sites au Canada dans les régions de l'Arctique, de l'Atlantique et dans la région des Grands Lacs entre 2003 et 2011. Voici les espèces : STAR – Sterne arctique; GUMA – Guillemot marmette; GUMI – Guillemot à miroir; EIDU – Eider à duvet; GOMA – Goéland marin; GRHE – Grand Héron; GOAR – Goéland argenté; HAKA – Harelde kakawi; FUBO – Fulmar boréal; PEPI – Petit Pingouin; GUBR – Guillemot de Brünnich. Données de Akearok et al., 2010; Braune, 2007; Burgess et al., 2013; Champoux (données non publiées); Lavoie et al., 2010; Wesleoh et al., 2011. Les données indiquent l'écart-type moyen régional; il y a entre 12 et 15 œufs au minimum (3 et 5 bassins). Les sites avec un écart-type supérieur à une colonie ou à un site ont été pris en compte dans le calcul de l'écart-type moyen.

TABLEAU 10.4 Concentrations totales moyennes de contrôle dans les tissus des oiseaux des provinces et territoires du Canada (nombre d'échantillons). Toutes les concentrations sont exprimées en μg g⁻¹ en poids humide (à l'exception des plumes pour lesquelles les concentrations sont exprimées en μg g⁻¹ en poids sec)

Nouveau-

		Yukon	Territoires du Nord- Ouest	Colombie- Britannique	Alberta	Manitoba	Ontario	Québec	Nouveau- Brunswick Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince- Édouard	Références
Rein	Lagopède des saules	0,03-0,05 (49)	0,09 (33)	-	-	-	-	-	-	2,4
	Plongeon huard	-	-	14,7 (31)	-	-	-	-	-	36
Foie	Lagopède des saules	0,01-0,03 (49)	0,03 (33)	-	-	-	-	-	-	2,4
	Plongeon huard	-	-	5,06 (11)	3,14 (37)	7,05 (5)	5,64- 20,8 (283)	16,3 (8)	15,9-28,8 (28)	21, 34, 37, 38
		Ontario	Québec	Nouveau- Brunswick	Nouvelle- Écosse					
Sang	Grive de Bicknell	-	0,10 (52)	0,12 (9)	0,13 (12)	=	-	-	-	10
	Plongeon huard	2,1 (22)	2,2 (58)	2,2 (33)	4,8 (28)	-	-	-	-	29, 30, 33
		Nunavut, Territoires du Nord- Ouest, Yukon	Colombie- Britannique	Manitoba, Saskatchewan, Alberta	Ontario	Québec	Terre- Neuve		Nouveau- Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince- Édouard, Maine et New Hamshire	
Œuf	Faucon émerillon	0,20 (5)	-	0,12 (234)	-	-	-	-	-	13
	Buse à queue rousse	-	-	0,10 (46)	0,06 (13)	-	-	-	-	1, 13
	Pygargue à tête blanche	-	0,26 (9)	0,11 (13)	0,37 (18)	-	-	-	0,45 (38)	13, 15, 28
	Grand héron	-	0,08 (9)	0,21 (129)		-	15, 16, 22			
	Balbuzard pêcheur	-	0,07 (67)	-	0,10 (55)	0,18 (33)	-	-	0,31 (23)	13, 15, 18, 23, 24
	Plongeon huard	-	-	0,15-0,89 (93)	0,95 (61)	-	-	-	0,22-2,99 (16)	32, 34, 35
Plume	Pygargue à tête blanche	Juvénile	6,8 (31)	-	3,7 (6)	=	-	-	-	19, 26
	Pygargue à tête blanche	Adulte	12,4 (10)	-	-	-	-	-	14 (9)	15, 19, 26, 27
	Balbuzard pêcheur	Juvénile	-	-	3,8 (78)	7,0 (63)	-	-	8,2 (62)	15, 18, 24
	Balbuzard pêcheur	Adulte	-	-	17,3 (11)	16,5 (29)	9,47 (14)	-	15,6 (10)	15, 18, 24, 25
	Plongeon huard	Adulte Juvénile	-	-	13,3 (20) 2,3 (17)	14,0 (58)	-	-	10,3 (41)	29, 30, 33

Consulter le tableau 10.3 pour les références.

10.2.3 Les mammifères terrestres

Comme pour les oiseaux, les mammifères occupent une grande variété de niches écologiques; ils sont par conséquent exposés aux variations des concentrations de mercure dans leur régime alimentaire. Le tableau 10.5 donne un apercu des données générées concernant les mammifères terrestres au Canada avant des stratégies d'alimentation différentes. En général, les herbivores accumulent des concentrations faibles de mercure puisque la majeure partie de la végétation a une concentration très faible en mercure. L'exception à la règle est le lichen qui a une longue durée de vie et absorbe aisément le mercure présent dans l'atmosphère, ce qui donne des concentrations relativement élevées (voir la section 10.2.1). Habituellement en hiver, le caribou de la toundra a un régime alimentaire qui se compose essentiellement de lichens (Kelsall, 1968). Il existe par conséquent une échelle de concentrations de mercure plus élevées dans tout l'Arctique canadien que celle retrouvée chez d'autres herbivores terrestres. Les omnivores et les carnivores consomment également de faibles quantités de mercure, puisque la charge corporelle de mercure de leurs proies (qui sont herbivores) est généralement faible. Même les loups qui chassent le caribou n'ont pas de concentrations de mercure aussi élevées (Gamberg, données non publiées). À partir du peu de données disponibles, il semble que les insectivores (p. ex. les chauves-souris) absorbent bien plus de mercure que les herbivores, les omnivores et les carnivores (Nam et al., 2012; Wada et al., 2010). Ce pourrait être la conséquence de la consommation de grandes quantités d'insectes. même si les insectes n'ont pas vraiment de concentrations élevées de mercure. Toutefois, cette hypothèse est fondée uniquement sur un seul groupe d'insectivores (chauves-souris) et sur un tissu (poils). Cette conclusion doit donc être considérée avec circonspection. Au Canada, il y a eu peu d'études du mercure chez les chauves-souris (Hickey et al., 2001). Il faut donc combler ces « lacunes scientifiques ». Tout comme les oiseaux, il est évident que les mammifères piscivores absorbent plus de mercure que les autres groupes, mercure que l'on trouve surtout dans les poils, les muscles et le cerveau. Cela paraît normal étant donné que les poissons ont tendance à avoir des concentrations élevées de mercure (présent sous la forme du méthylmercure).

Parmi tous les mammifères pris en compte dans cette étude, seuls les chauves-souris, le caribou, le vison et la loutre ont des concentrations de mercure qui peuvent être évaluées. Le peu de données qui existent sur les concentrations de mercure chez les chauves-souris se limite aux concentrations présentes dans les poils, et ce, dans l'est de l'Ontario (Hickey et al., 2001). Ces concentrations sont plus élevées que celles présentes dans les poils du caribou de l'Alaska (Lokken et al., 2009), mais elles sont relativement moins importantes que celles retrouvées sur la faune piscivore, le seul autre groupe de cette évaluation pour leguel il existe des données sur la présence du mercure dans les poils (tableau 10.6). Hickey et al., (2001) ont laissé entendre que les chauves-souris consommant de grandes quantités d'insectes volants et passant leur stade larvaire dans les sédiments aquatiques pouvaient être exposées à des concentrations de mercure qui suffiraient à produire des effets biologiques sublétaux. Milan (2009) a découvert que les concentrations de mercure dans les poils de chauves-souris étaient plus importantes pour celles récupérées en 2006-2007 que pour celles récupérées en 1997-1998 au même endroit. Il faut donc faire preuve de prudence lorsqu'il s'agit de tirer des conclusions générales de ces ensembles de données limités. Il est évident qu'il faut faire plus de recherches dans ce domaine.

Il existe pour peu d'espèces terrestres au Canada des données adéquates permettant d'évaluer les variations géographiques (tableau 10.6). Toutefois, on a prélevé à différents emplacements des échantillons sur le caribou, le vison et la loutre qui permettent une exploration de la variation spatiale (voir plus bas). L'interprétation de l'évolution spatiale devient confuse en raison des échantillons prélevés non seulement à divers emplacements et pendant diverses saisons pour les deux sexes, mais aussi sur des périodes différentes, étant donné qu'il existe des preuves d'une variation temporelle du mercure chez certaines espèces (voir le chapitre 11).

10.2.3.1 Le caribou

Les données collectées au Yukon auprès d'une harde de caribous de la Porcupine indiquent que les femelles qui ont été sélectionnées au printemps avaient des concentrations plus élevées de mercure dans les reins que celles sélectionnées en automne (Gamberg,

TABLEAU 10.5 Récapitulatif des concentrations du mercure total (μg g⁻¹, en poids humide) dans les tissus des mammifères terrestres au Canada, regroupés en fonction des stratégies alimentaires

Concentration moyenne de mercure total µg g ⁻¹ en poids humide (N)										
	Poils*	Rein	Foie	Muscle	Cerveau	Gras	Références			
Herbivores	0,02 (9)	0,001-3,5 (2 549)	0,003-1,3 (1 044)	<0,0003-1,0 (595)		0,003 (17)	1-33			
Carnivores		0,04-1,0 (75)	0,01-1,0 (175)	0,01-0,3 (78)			2, 13, 29, 3032,36-40			
Omnivores	0,03-4,3 (3)	<0,01-1,1 (14)	0,01-4,5 (118)	0,003-0,5 (133)	0,06-0,1 (86)	0,003	2, 13, 16-18, 30, 32, 33, 36			
Insectivores	1,5-7,4 (190)						33-34			
Piscivores	7,4-26,9 (696)	0,4-6,1 (1 044)	0,06-2,3 (1 835)	0,02-2,4 (194)	0,002-3,2 (1 338)		2, 6, 36, 4156			

^{*}Les concentrations de mercure présent dans les poils s'expriment en poids sec.

2006). Les variations saisonnières de la taille des reins ont permis d'expliquer les différences dans les concentrations de cadmium chez le caribou, les reins en automne étant au maximum de leur taille (Crête et al., 1989; Gamberg et Scheuhammer 1994) ce qui pourrait également en partie expliquer les différences observées dans les concentrations de mercure. Les différences saisonnières observées dans le régime alimentaire peuvent également jouer un rôle. Un modèle permettant d'estimer l'absorption de mercure par le caribou de la Porcupine (Gamberg, 2009a) indique que l'absorption de mercure est maximale en automne et en hiver lorsque le lichen compose la majeure partie du régime alimentaire, mais elle est minimale pendant l'été, car l'espèce se nourrit davantage d'herbes, de carex et de plantes herbacées non graminoïdes (figure 10.4).

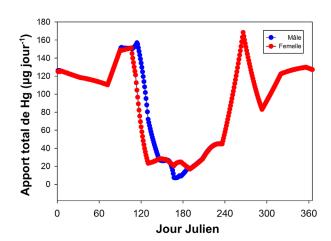


FIGURE 10.4 Estimations de l'absorption de mercure total (μg par jour¹) pour le caribou de la Porcupine sur une année civile (Gamberg, 2009a)

¹⁻Braune *et al.*, 1999a; 2-Centre canadien coopératif de la santé de la faune, données non publiées; 3-Elkin et Bethke, 1995; 4-Elkin, données non publiées; 5-Gamberg, 1992; 6-Gamberg *et al.*, 2005b; 7-Gamberg *et al.*, 2005c; 8-Gamberg, 2006; 9-Gamberg, 2008; 10-Gamberg, 2009b; 11-Gamberg, 2009b; 12-Gamberg, 2010; 13-Gamberg données non publiées; 14-Gartner Lee Ltd., 2005; 15-Humphries, données non publiées; 16-Jin, 2002; 17-Jin, 2003; 18-Jin, 2005; 19-Larter et Nagy, 2000; 20-Larter *et al.*, 2010; 21-Macdonald *et al.*, 2002; 22-MacNeil *et al.*, 1987; 23-Mallory *et al.*, 2004; 24-Pedersen et Lierhagen, 2006; 25-Pollock *et al.*, 2009; 26-Poole *et al.*, 1998; 27-Radvanyi et Shaw, 1980; 28-Robillard *et al.*, 2002; 29-Rutherford et Tobin, 2010; 30-Sellers, 2005; 31-Smith *et al.*, 1975; 32SOMER, 1993; 33-Wren *et al.*, 1980; 34-Hickey *et al.*, 2001; 35-Milan, 2009; 36-Frank *et al.*, 1979; 37-Hoekstra *et al.*, 2003; 38-Gamberg et Braune, 1999; 39-Garrett, 1985; 40-Harding, 2004; 41-Fortin *et al.*, 2001; 42-Haines *et al.*, 2010; 43-Harding *et al.*, 1998; 44-Klenavic *et al.*, 2008; 45-Kucera, 1983; 46-Kucera, 1986; 47-Langlois *et al.*, 1995; 48-Poole *et al.*, 1998; 49-Spencer, 2006; 50-Wren *et al.*, 1986; 51-Yates *et al.*, 2005; 52-Evans *et al.*, 2000; 53-Mierle *et al.*, 2000; 54-Martin *et al.*, 2011, 55-Spencer *et al.*, 2011, 56-Evans *et al.*, 1998a.

TABLEAU 10.6 Les concentrations moyennes du mercure total dans les tissus des mammifères terrestres des provinces et territoires canadiens (nombre d'échantillons). Toutes les concentrations sont exprimées en μg g^{-1} en poids humide, à l'exception des poils pour lesquelles les concentrations sont exprimées en μg g^{-1} en poids sec)

		Yukon	Territoires du Nord- Ouest	Nunavut	Colombie- Britannique	Manitoba	Ontario	Québec	Nouvelle- Écosse	Terre- Neuve	Références
Rein	Rat musqué	0,01 (13)	-	-	-	0,007 (30)	-	-	-	-	13, 27
	Bison	0,006 (6)	0,03 (10)	-	-	-	-	-	-	-	13, 22
	Orignal	0,01-0,12 (502)	0,04 (47)	-	<0,002- 0,01 (25)	-	-	-	-	-	7, 12, 13, 16, 18, 29
	Caribou des toundras	0,3-0,6 (487)	0,1-3,5 (289)	0,3-2,9 (161)	-	-	-	-	-	-	3, 4, 8, 11, 12 13, 19, 20, 21
	Caribou des bois	0,1-1,3 (205)	-	-	-	-	-	0,6-1,4 (330)	-	0,7 (27)	11, 13, 25, 28
	Martre d'Amérique	0,1 (7)	-	-	0,3 (5)	-	-	-	-	-	13, 40
	Loup	0,04-1,0 (21)	0,1-0,5 (30)	-	-	-	-	-	-	-	4, 38
	Vison	0,7 (98)	-	-	0,9 (12)	0,4-1,9 (340)	0,2-1,6 (77)	-	2,2 (39)	-	6, 41, 43, 45, 46, 50, 52
	Loutre	-	-	-	-	0,7-1,7 (57)	0,3-3,7 (99)	-	3,2 (10)	-	33, 45, 46, 50, 52
Foie	Castor	0,02 (6)	-	-	<0,005- 0,003 (15)	-	0,006- 0,03 (11)	-	-	-	1, 5, 13, 16, 18, 29, 30, 33
	Rat musqué	-	-	-	-	0,005 (30)	0,01 (5)	-	-	-	27, 30
	Lièvre d'Amérique	<0,02 (15)	0,06 (10)	-	-	-	-	0,2 (9)	-	-	13, 32, 48
	Bison	0,02 (6)	0,01 (10)	-	-	-	-	-	-	-	13, 22
	Orignal	0,01 (69)	0,010,04 (49)	-	0,02-0,04 (42)	-	-	-	-	-	12, 13, 16, 18
	Caribou des toundras	0,1 (20)	0,1-0,5 (82)	0,2-0,9 (74)	-	-	-	-	-	-	3, 13, 21
	Caribou des bois	0,02-0,2 (45)	-	-	-	-	-	0,4-0,7 (307)	-	-	5,13, 29
	Carcajou	-	0,06 (12)	-	0,06 (11)	-	-	-	-	-	37, 40
	Loup	0,010-0,7 (21)	0,04-0,2 (37)	-	-	-	-	-	-	-	4, 31, 38
	Renard roux	-	-	-	-	-	0,4 (51)	0,3 (5)	-	-	32, 36
	Vison	0,9 (98)	1,3-3,3 (185)	-	1,3-1,4 (20)	0,6-3,0 (340)	0,1-2,5 (192)	2,9-8,3 (59)	0,06-4,4 (116)	-	6, 32, 41, 43, 44, 45, 46, 48 50, 51, 52, 53, 54
	Loutre	-	-	-	0,6 (26)	1,3-2,8 (57)	0,5-4,2 (256)	2,1 (80)	3,7 (62)	-	30, 33, 41, 43 44, 45, 46, 50 52, 53

TABLEAU 10.6 Suite

		Yukon	Territoires du Nord- Ouest	Nunavut	Colombie- Britannique	Manitoba	Ontario	Québec	Nouvelle- Écosse	Terre- Neuve	Références
Muscle	Castor	0,03 (6)	-	-	<0,002- 0,007 (8)		0,006- 0,03 (16)	-	-	-	16, 17, 29, 30, 33
	Rat musqué	0,001 (36)	-	-	-	0,007 (30)	0,04 (11)	-	-	-	13, 15, 27, 30
	Lièvre d'Amérique	0,01 (15)	-	-	-	-	-	0,07 (22)	-	-	13, 32
	Orignal	0,02 (49)	-	-	<0,002-1,0 (37)	-	0,008 (9)	-	-	-	13, 16, 18, 30
	Martre d'Amérique	-	-	-	-	-	0,2-0,3 (28)	0,3 (8)	-	-	32, 36
	Renard roux	-	-	-	-	-	0,05-0,5 (49)	0,1 (5)	-	-	30, 32, 36
	Vison	-	-	-	-	-	0,3-1,1 (77)	2,4 (6)	2,1 (39)	-	30, 36, 44, 47, 50
	Loutre	-	-	-	-	-	0,07-1,0 (55)	-	1,3 (11)	-	30, 33, 41, 50
Cerveau	Vison	0,2 (90)	-	-	-	0,1-0,7 (340)	0,3-0,5 (53)	0,6 (53)	0,004-0,9 (123)	-	6, 44, 45, 46, 50, 52
	Loutre	-	-	-	-	0,2-0,7 (57)	0,2-3,2 (179)	0,5 (80)	0,002-1,0 (152)	-	41, 42, 44, 45 46, 50, 51, 52, 53
Poils	Vespertilion brun	-	-	-	-	-	5,2 (94)	2,4 (20)	-	-	34, 35
	Vison	-	-	-	-	-	7,4-17,3 (44)	24,0 (54)	10,626,9 (114)	-	41, 44, 51, 52
	Loutre	-	-	-	-	-	7,9-13,8 (221)	16,0 (80)	19,538,0 (183)	-	41, 44, 49, 52, 53, 55, 56

Voir le tableau 10.5 pour les références.

Les reins des caribous de la Porcupine femelles ont des concentrations de mercure plus élevées que ceux des mâles. Les femelles sont physiquement plus petites que les mâles, mais leurs besoins énergétiques sont plus importants que ceux des mâles. Par conséquent, elles consomment plus de nourriture et absorbent plus de mercure que les mâles; la concentration est proportionnelle à leur poids corporel, ce qui donne lieu à des concentrations plus élevées dans les reins (Gamberg, 2009a). On a également confirmé qu'il existe bien ce rapport avec la présence de mercure chez le vison, où les femelles ont également un corps plus petit que les mâles (Gamberg *et al.*, 2005b).

Le méthylmercure présent dans les tissus musculaires du caribou et de l'orignal représentait en moyenne 75 % et 91 % respectivement du mercure total présent (Gamberg, données non publiées). C'est plutôt moins élevé que la moyenne de 100 % signalée pour les tissus musculaires de mammifères marins (Wagemann *et al.*, 1997). Ces chiffres peuvent être liés au type de mercure présent dans le régime alimentaire du caribou et de l'orignal.

Nous devons comparer les différentes hardes pour évaluer les variations géographiques chez le caribou. Toutefois, il y a une autre variable à prendre en compte, puisque le caribou de l'Arctique peut s'avérer être l'une des trois sous-espèces, chacune avant leur propre et unique niche diététique. Le caribou des bois consomme une certaine quantité de mercure avec les lichens qui s'ajoute au régime alimentaire adopté en hiver, tandis que le caribou de la toundra se nourrit presque exclusivement de lichens en hiver. occasionnant des concentrations de mercure plus élevées. Toutefois, les concentrations de mercure des hardes de caribous des bois sont assez variables; il peut y avoir un lien avec la géologie locale. Les hardes de caribous des bois du Yukon ont une concentration de mercure moyenne allant de 0,5 µg g⁻¹ dans les reins (harde d'Ibex) à 4,6 µg g⁻¹ (harde Carcross) comparativement à la harde de caribous de la toundra de la Porcupine dont la moyenne atteint 1,8 µg g-1 dans les reins (Gamberg, données non publiées). Ces différences sont probablement dues à la consommation en hiver de végétation vivace comme fourrage (p. ex. saules). Au Yukon, les concentrations

de mercure sur les petites branches des saules atteignent jusqu'à 0,09 µg g⁻¹ (Gamberg, données non publiées), elles figurent parmi les concentrations les plus faibles trouvées pour le lichen. Le caribou de Peary reste un mystère, puisque la population de l'île Banks consomme très peu de lichens; leur régime alimentaire se compose en grande partie d'herbes, de carex et de plantes herbacées non graminoïdes (Parker, 1978; Shank et al., 1978; Larter et Nagy, 1997), on s'attend donc à ce qu'il y ait des concentrations faibles de mercure chez cette population de caribous. En fait, les concentrations de mercure chez les caribous de l'île Banks sont semblables à celles du caribou de la toundra qui consomme bien plus de lichens en hiver (par exemple, la harde de caribous Bluenose consomme environ 85 % de lichens en hiver; Larter et Nagy, 1997). La concentration de mercure des fourrages consommés par le caribou de l'île Banks n'a pas été évaluée. L'origine de cette concentration relativement élevée de mercure reste incertaine.

Les concentrations de mercure dans les reins de différentes hardes de caribous ont été regroupées en quatre périodes : 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, 2006-2010 (figure 10.5). Ces dates ont été sélectionnées pour optimiser les données disponibles et permettre la comparaison. Les données ont également été regroupées selon le sexe et la période de collecte des données. Seuls les ensembles de données ayant dix échantillons au minimum pour chaque groupe ont été utilisés pour permettre des comparaisons rigoureuses. La figure 10.5 indique aucune évolution géographique évidente ni sur la latitude ni sur la longitude. Les régimes atmosphériques agissant sur le dépôt de mercure (Dastoor et Larocque, 2004), les conditions environnementales locales ayant des répercussions sur les concentrations de mercure dans le fourrage consommé en hiver, la présence de fourrage et la sélection des caribous influent probablement sur les concentrations de mercure chez les hardes de caribous. Il y aurait aussi d'autres facteurs comme l'arrivée du feuillage printanier et le passage ultérieur au fourrage où la concentration de mercure est plus faible. La concentration en mercure pourrait donc éventuellement être influencée par un climat changeant.

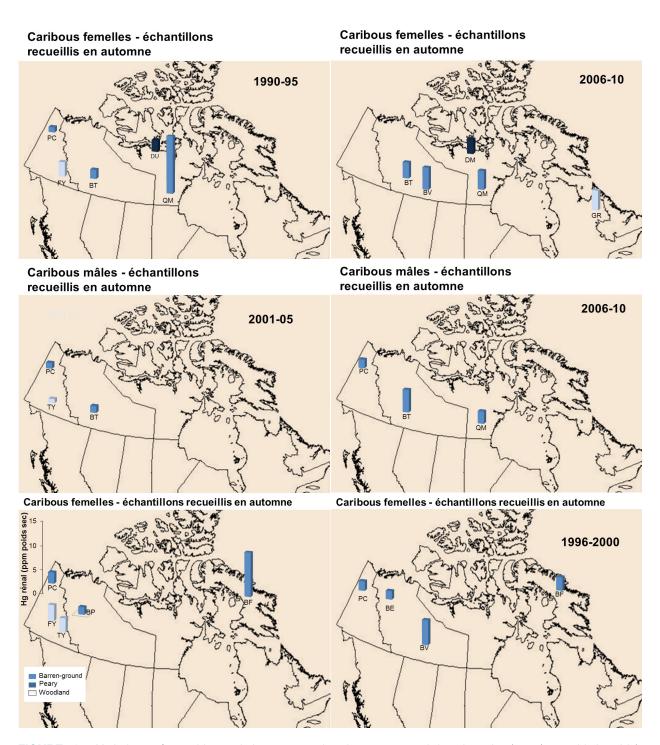


FIGURE 10.5 Variations géographiques de la concentration de mercure total dans les reins (μg g⁻¹ en poids humide) Caribou de l'Arctique canadien Hardes : BE = Bluenose East, BF = île de Baffin, BP = Bonnet Plume, BT = Bathurst, BV = Beverly, DU = Dolphin et Union, FY = Finlayson, GR = rivière George, PC = Porcupine, QM = Qamanirjuaq, TY = Tay. Données de Braune et al., 1999b; Elkin et Bethke, 1995; Elkin, données non publiées; Gamberg, 1992, 2006, 2008, 2009a,b, 2010, données non publiées; Gamberg et al., 2005a; Macdonald et al., 2002.

Bien que la concentration de mercure chez le caribou est la plus élevée parmi les mammifères terrestres non piscivores, elle se trouve suffisamment en dessous du niveau censé entraı̂ner des répercussions nuisibles ou létales sur les mammifères terrestres (30 μ g g⁻¹ en poids humide; Thompson, 1996). La concentration de mercure total chez le caribou de la Porcupine atteint 0,002 μ g g⁻¹ (en poids humide) dans les tissus musculaires.

D'après les constatations observées sur l'évolution du mercure dans les lichens au Québec, Crête et al., (1992) ont prévu que la harde de caribous de la rivière aux Feuilles (biome de la toundra) sera plus exposée au mercure que la harde de la rivière George (biome de la forêt boréale). On suppose que les lichens dans la toundra seraient exposés à davantage de dépôts de mercure en raison de l'absence d'arbres et de la rareté de plantes vasculaires qui pourraient intercepter certains dépôts de matières particulaires. Quelques années plus tard, Robillard et al., (2002) ont confirmé cette prévision : les caribous adultes de la harde de la rivière aux Feuilles ont une concentration de mercure deux à trois fois plus importante dans les reins et le foie par rapport aux caribous adultes de la harde de la rivière George.

10.2.3.2 Le vison et la loutre

Comme prévu, en raison de leur régime alimentaire, les concentrations en mercure chez le vison et la loutre sont parmi les plus élevées des espèces terrestres. Chez ces deux espèces, la proportion de mercure total présent sous forme de méthylmercure est la plus importante dans le cerveau, est moindre dans les reins et est la moins élevée dans le foie. Cela laisse entendre que la déméthylation a lieu à un rythme plus rapide dans le foie et à un rythme lent dans le cerveau. On a observé une relation inverse entre les concentrations de mercure total dans le foie et le pourcentage de méthylmercure (Gamberg et al., 2005b; Martin et al., 2011), ce qui indique que la déméthylation du méthylmercure se produit à un rythme plus rapide à mesure que la concentration de mercure total augmente. Wagemann et al., (1997) ont émis l'hypothèse suivante : la déméthylation dans le foie conduit à la formation du mercure gazeux réactif (Hg²⁺) et finalement à la désintoxication grâce à

l'association avec le sélénium pour former la tiemannite (séléniure naturel de mercure) (HgSe). Des preuves confirmant cette hypothèse proviennent des données de mammifères marins qui indiquent une relation causale entre le mercure total et le sélénium présents dans le foie. On a observé la même chose dans le foie du vison (Gamberg et al., 2005b; Martin et al., 2011).

La proportion de mercure total présent sous forme de méthylmercure est plus faible chez la loutre que chez le vison dans les organes suivants : le cerveau, le foie et les reins (tableau 10.7). Cela sousentend que les loutres sont plus efficaces que les visons à la déméthylation du méthylmercure. Les raisons sous-jacentes ne sont pas encore claires. mais Basu et al., (2007) ont signalé des différences neurochimiques entre la loutre et le vison. Ils ont laissé entendre que ces différences peuvent permettre aux loutres de supporter des concentrations plus élevées de mercure. Il est intéressant de noter qu'à certains emplacements, la loutre a dans son pelage des concentrations en mercure plus élevées que le vison (figure 10.6). Une proportion plus importante de ce mercure est sous forme de méthylmercure (tableau 10.7). Ceci est logique car pour les mammifères, les poils sont l'un des moyens d'éliminer le mercure. C'est encore là la preuve de la grande efficacité des loutres à résister aux concentrations de mercure. Toutefois, les concentrations de mercure

TABLEAU 10.7 Proportion de mercure total présent sous forme de méthylmercure (%) dans les tissus du vison et de la loutre

	Loutre	Vison	Référence
Cerveau	81	90	Evans <i>et al.</i> , 2000
	61	93	Fortin et al., 2001
	74	89	Basu <i>et al.,</i> 2005
	82	98	Haines <i>et al.</i> , 2010
Reins	56	91	Evans <i>et al.,</i> 2000
	56	61	Fortin et al., 2001
Foie	62	80	Evans <i>et al.</i> , 2000
	44	54	Fortin <i>et al.,</i> 2001
Pelage	79	65	Evans <i>et al.</i> , 2000

dans les reins du vison et de la loutre sont semblables à celle du caribou. Les concentrations dans le foie sont bien plus élevées chez les espèces piscivores (tableau 10.7). Il est intéressant de noter que dans le milieu terrestre, les concentrations de mercure dans les reins sont toujours plus élevées que celles dans le foie des espèces non piscivores (tableau 10.5) tandis que chez les espèces piscivores (marins et d'eau douce), c'est l'inverse (Fisk *et al.*, 2003; Gamberg *et al.*, 2005b; Kim *et al.*, 1996). Il existe probablement un

lien avec le type de mercure présent dans le régime alimentaire et les mécanismes de démethylation qui entrent en jeu.

Les articles publiés indiquent que le vison et la loutre femelles ont tendance à avoir des concentrations de mercure plus élevées que les mâles. Certaines études révèlent une différence statistiquement significative (Gamberg *et al.*, 2005b; Kenavic *et al.*, 2008; Kucera, 1983; Yates *et al.*, 2005), tandis que d'autres études

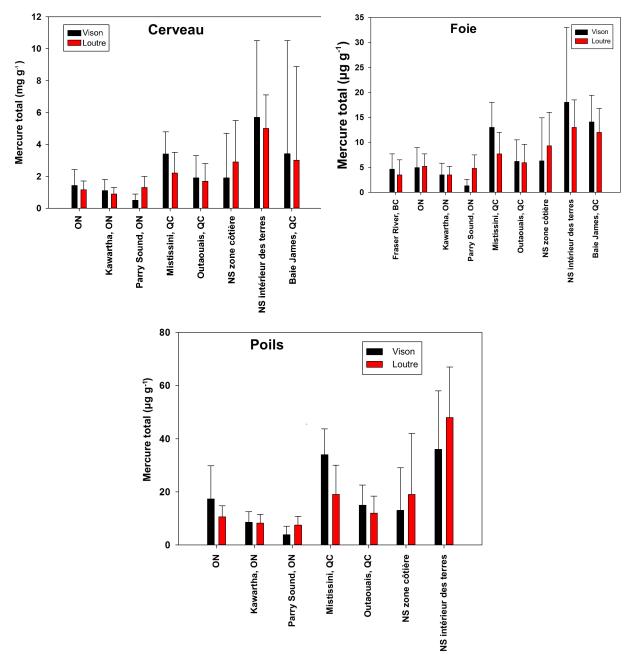


FIGURE 10.6 Concentrations moyennes du mercure total (µg g-1 en poids sec) dans les tissus du vison et de la loutre Données de Harding *et al.*, 1998; Evans *et al.*, 2000; Fortin *et al.*, 2001; Klenavic *et al.*, 2008

ne le révèlent pas (Klenavic et al., 2008; Martin et al., 2011: Wren et al., 1986). Dans certaines études. il est possible que les différences des concentrations de mercure entre les sexes soient masquées par les variations géographiques ou les changements qui surviennent à mesure que les animaux vieillissent. Gamberg et al. (2005b) semblent indiquer que chez le vison sexuellement dimorphe, les femelles mangent proportionnellement plus de nourriture. Elles ont donc des concentrations plus élevées de mercure par rapport aux mâles en raison de leur corps plus petits et de leurs besoins énergétiques plus élevées (principalement pour la reproduction). Le même raisonnement peut être utilisé pour expliquer les concentrations généralement plus élevées de mercure chez le vison comparativement à celles de la loutre (figure 10.6). Les loutres sont exclusivement piscivores (Lariviere et Walton, 1998), tandis que le vison peut incorporer de petits mammifères dans son régime alimentaire (Gilbert et Nancekivell, 1982). Rien que ce facteur devrait occasionner des concentrations de mercure plus élevées chez la loutre puisque la plupart du mercure absorbé par les deux espèces provient des poissons. Par ailleurs, la loutre est plus grande en taille, elle peut donc chasser et consommer des poissons de plus grande taille dont les concentrations de mercure sont plus importantes. Ce facteur peut également provoguer des concentrations de mercure plus élevées chez la loutre que chez le vison. Toutefois, le corps du vison de plus petite taille et l'absorption proportionnellement plus importante de nourriture (et donc de mercure) que cela engendre feraient apparemment bien plus que compenser ces facteurs et occasionneraient des concentrations plus élevées chez le vison que chez la loutre. La plupart des études sur la concentration de mercure chez le vison et chez la loutre ne différenciaient pas les données en fonction du sexe. Les différences qui sont rattachées au sexe ne peuvent pas être résolues pour le moment.

Il n'est pas évident si les concentrations de mercure chez le vison et chez la loutre changent avec l'âge. Certaines études ont indiqué un déclin avec l'âge (Evans *et al.*, 1998a; Klenavic *et al.*, 2008), d'autres une augmentation (N. Burgess, données non publiées; Fortin *et al.*, 2001), d'autres encore n'ont trouvé aucun lien (Fortin *et al.*, 2001; Gamberg, 2005b; Spencer

et al., 2011) et une seule étude laisse entendre qu'il y aurait au départ une augmentation suivie d'une diminution (Mierle et al., 2000). Les différences entre les sexes et les variations géographiques peuvent camoufler les rapports, s'il y en a, entre l'âge et la concentration tissulaire du mercure. De plus, les concentrations élevées de mercure peuvent donner lieu à un écart du nombre d'animaux plus âgés piégés et réduire le taux de survie des animaux plus âgés en raison de l'incidence négative sur les niveaux d'énergie, les fonctions neurologiques et immunitaires et en raison d'un seuil de tolérance plus bas aux températures froides (voir le chapitre 12).

Aucune étude n'a examiné les concentrations de mercure chez le vison ou chez la loutre à grande échelle sur un an ou sur une courte période. D'après les données disponibles, il n'existe aucune évolution générale géographique évidente des concentrations de mercure chez le vison ou la loutre au Canada. Toutefois, il existe certainement des variations géographiques à l'échelle locale et à l'échelle régionale (figures 10.7 et 10.8). Les variations géographiques importantes de la concentration de mercure total sont observées chez le vison de la région des Grands Lacs où les concentrations les plus élevées sont associées aux terres humides riveraines qui font office de sites naturels pour la méthylation du mercure (Martin et al., 2011). Dans la région de la baie James, les concentrations de mercure chez le vison fluctuent en fonction des propriétés du sol. Les concentrations les plus élevées de mercure total sont associées aux dépôts de moraine et les concentrations les plus faibles sont associées aux riches dépôts d'argile (Fortin et al., 2001). Les concentrations élevées de mercure à proximité des usines de chloralcali, des usines de pâtes et papiers peuvent expliquer les régions isolées où l'on trouve des concentrations élevées de mercure chez le vison au sud-ouest de l'Ontario (Wobeser et Swift. 1976; Wren *et al.*, 1986). Gamberg *et al.*, (2005b) ont découvert que les concentrations de mercure du vison, sur un seul terrain de piégeage au Yukon, varient grandement, ce qui laisse entendre que ces variations ont été causées par d'autres facteurs que les conditions environnementales. Pour la loutre, Basu et al., (2005) ont découvert que la charge corporelle de mercure était plus élevée en NouvelleÉcosse qu'en Ontario. Ils ont en conclu que les dépôts atmosphériques, associés au pH faible et aux lacs ayant une teneur élevée en matière organique (favorisant la méthylation du mercure) contribuent à une meilleure bioaccumulation du mercure en Nouvelle-Écosse. Haines *et al.*, (2010) ont découvert des concentrations plus élevées de mercure dans le cerveau de la loutre vivant dans les régions intérieures de la Nouvelle-Écosse par rapport à celle vivant dans les zones côtières, tandis que Burgess (N. Burgess, données non publiées) a indiqué après évaluation que les concentrations de mercure dans le cerveau étaient huit fois plus élevées chez les loutres d'eau douce que chez les loutres des marais salés de même âge et de la même région (Nouvelle-Écosse).

Les différences observées dans le régime alimentaire et l'aire parcourue pour la recherche de nourriture peuvent quelque peu expliquer ces variations observées chez le vison et la loutre. Le vison consomme une quantité plus importante de poissons. On s'attendrait donc à ce qu'il ait une concentration de mercure plus élevée que les espèces qui se nourrissent davantage de petits mammifères. Les différences entre la concentration de mercure de la loutre des régions intérieures et celle de la loutre des zones côtières reflètent peut-être également les différences dans le régime alimentaire entre les deux régions : les loutres des régions intérieures consomment exclusivement des poissons d'eau douce tandis que les loutres des zones côtières consomment un peu de poissons de mer (Haines et al., 2010). Les poissons d'eau douce ont généralement des concentrations de mercure plus élevées que les poissons de mer (Luten et al., 1980; Plessi et al., 2001), donc un tel schéma n'est pas à exclure. Il faut toutefois noter que les facteurs indiqués plus haut (sexes, âge, et année de prise) ont été associés dans le cadre de cette étude et peuvent donc dissimuler les évolutions dans l'espace.

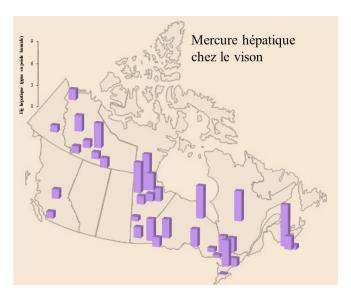


FIGURE 10.7 Concentrations moyennes de mercure total dans le foie (μg g⁻¹ en poids humide) du vison au Canada. Données de Fortin et al., 2001; Gamberg *et al.*, 2005b; Harding *et al.*, 1998; Klenavic *et al.*, 2008; Kucera, 1983, 1986; Martin *et al.*, 2011; Poole *et al.*, 1998; Wren *et al.*, 1986; Yates *et al.*, 2005.

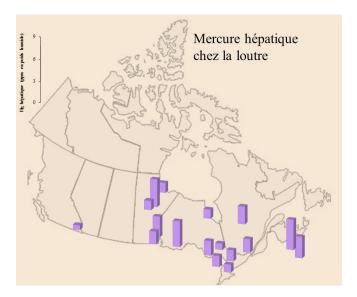


FIGURE 10.8 Concentrations moyennes de mercure total dans le foie (μg g⁻¹ en poids humide) de la loutre au Canada. Données de Fortin *et al.*, 2001; Harding *et al.*,1998; Klenavic *et al.*, 2008; Kucera, 1983, 1986; Wren *et al.*, 1986.

TABLEAU 10.8 Récapitulatif des concentrations de mercure total et de méthylmercure mesurées dans le périphyton (ng g⁻¹ en poids sec) au Canada

Province (Nombre de sites)	Espèce	Écart des concentrations de mercure total (ng g ⁻¹ en poids sec)	Écart des concentrations de méthylmercure (ng g ⁻¹ en poids sec)	% de méthylmercure	Références
Nunavut (10)	Mélange de périphyton	$30\pm30^{\color{red}\star}$	$2\pm3^{\color{red}\star}$	1,2 – 15	1
Ontario (2)	Mougeotia/Spirogyra	40 - 330	S.O.	~ 55	2
Ontario (1)	Mélange/Cladophora	1,6 - 3,8	S.O.	S.O.	3
Québec (25)	Mélange	15 – 398	1 – 68	1 – 36	4, 5, 6, 7

^{1 –} Gantner *et al.*, 2010a; 2 – Stokes *et al.*, 1983; 3 – Zhang *et al.*, 2012; 4 – Desrosiers *et al.*, 2006a; 5 – Desrosiers *et al.*, 2006b; 6 – Cremona *et al.*, 2009; 7 – Hamelin *et al.*, 2011

TABLEAU 10.9 Plage (ou plage des concentrations moyennes) des concentrations de mercure total mesurées (ng g⁻¹ en poids sec) de différentes espèces de macrophytes vasculaires au Canada (nombre d'échantillons)

Nom commun	Espèce	Tissu	Colombie- Britannique	Ontario	Québec	Référence
Myriophylle en épi	Myriophyllum spicatum	Pousses/ Spécimen entier	37 – 176 (8)	17 – 1 600	12,3 – 240 (58)	1, 2, 4, 5
Cornifle nageante	Ceratophyllum demersum	Spécimen entier			$17,2 \pm 0,9 \ (3)$	4
Élodée du Canada	Elodea canadensis	Pousses		77 – 225	8 - 225 (43)	2, 4, 5
		Racine		158 – 259		2
Ériocaulon septangulaire	Eriocaulon septangulare	Pousses		90 – 130		3
		Feuilles		40 – 110		3
Calamagrostide	Phalaris arundinacea	Pousses		79 – 253		2
		Racine		211 – 448		2
	Potamogeton sp.	Pousses	15 – 132 (8)			1
Potamot crépu	Potamogeton crispus	Pousses			80 - 85	5
Potamot perfolié	Potamogeton perfoliatus	Spécimen entier			5.8 ± 0.03 (3)	4
Rubanier à feuilles étroites	Sparganium angustifolium	Pousses		70 – 214		2
		Racine		97 – 251		2
Rubanier à gros fruits	Sparganium eurycarpum	Pousses		62 – 164		2
		Racine		48 - 550		2
Grand nénuphar jaune	Nuphar varigetum	Feuilles		8 – 21 (11)		5
		Pétioles		6 – 37 (5)		5
Sagittaire à larges feuilles	Saggitaria latifolia	Pousses		58 – 94		2
		Racine		111 – 206		2
Scirpe fluviatile	Scirpus fluviatilis	Spécimen entier			1,9 – 2,3 (2)	4

^{1 -} Siegel et al., 1985; 2 - Mortimer, 1985; 3 - Coquery et Welbourn, 1995; 4 - Cremona et al., 2009; 5 - Thompson-Roberts et al., 1999

^{*}Seuls l'écart-type et l'écart-type moyen sont disponibles.

10.3 CONCENTRATIONS DE MERCURE ET ÉVOLUTION SPATIALE DANS LE MILIEU AQUATIQUE

10.3.1 Les plantes aquatiques

L'absorption directe de mercure ou de méthylmercure constitue la principale voie par laquelle le mercure pénètre les organismes photosynthétiques tels que le phytoplancton et les algues benthiques rattachés aux sédiments, aux roches et autres substrats des milieux aquatiques. Dans le phytoplancton, le méthylmercure est plutôt emprisonné dans les cytoplasmes des cellules, tandis que le mercure inorganique peut souvent être emprisonné dans les pellicules d'algues (Mason et al., 1995). On peut certainement en dire autant des macroalques de plus grande taille et de périphyton associés aux sédiments, aux roches et autres substrats tels que les souches submergées. En revanche, on pense que l'absorption de mercure par les macrophytes vasculaires se produit principalement par les racines (tout comme les autres éléments nutritifs inorganiques), bien que les données sur la répartition du mercure dans divers tissus des macrophytes sont quelque peu contradictoires. Par exemple, Coquery et Welbourn (1995) ont découvert qu'il y avait dans les racines jusqu'à sept fois plus de mercure que dans les pousses de l'ériocaulon septangulaire du lac Bentshoe en Ontario. Toutefois, les caractéristiques des concentrations de mercure dans les tissus chez les taxons ne sont pas uniformes; certains laissent entendre que l'absorption peut être modifiée par les changements aux conditions de redox à proximité des racines ou des rhizomes (Thompson-Roberts et al., 1999).

Il existe peu d'études qui signalent des concentrations de méthylmercure (ou de mercure total) dans des plantes aquatiques. Par conséquent, il est difficile de déterminer la nature et la portée de toute évolution dans l'espace. En général, les concentrations de mercure total dans les mélanges mixtes de périphyton et de microalgues filamenteux sont peu élevées et excèdent rarement 400 ng g-1 en poids sec et le pourcentage de méthylmercure varie grandement

(entre 1 et 55 % lorsqu'il est évalué; tableau 10.8). On ne sait pas si cela reflète les différences en matière de présence du méthylmercure dans les sites et les études ou les différences en matière d'absorption en raison des variations du rapport de la surface sur le volume ou bien la présence (ou l'abondance) d'organismes subissant la méthylation (p. ex. bactéries méthanogènes ou bactéries sulfuroréductrices) au sein de communautés de périphyton (Hamelin et al., 2011).

La plage de valeurs des concentrations de mercure total signalées chez les espèces de macrophytes vasculaires se situe généralement entre 10 et 250 ng g-1 en poids sec (tableau 10.9). Il existe des exceptions : elles sont associées aux échantillons prélevés tout près des sources géogéniques connues de mercure (p. ex. lac Pinchi en Colombie-Britannique; Siegel et al., 1985) ou aux sédiments réputés être contaminés par des sources existantes de mercure (p. ex. Cornwall en Ontario; Mortimer, 1985) (tableau 10.9). Sur les espèces examinées, seul le grand nénuphar jaune semble toujours avoir une concentration de mercure peu élevée. Les mécanismes en jeu ne sont pas évidents, mais ils peuvent être liés à la réduction du mercure ionique au mercure élémentaire et à son émission de nouveau dans l'atmosphère (Thompson-Roberts et al., 1999).

10.3.2 Les invertébrés aquatiques

On a effectué de façon irrégulière des prélèvements d'invertébrés aquatiques (y compris de zooplancton crustacé, de larves d'insecte et d'autres organismes invertébrés) pour évaluer la concentration de mercure (de mercure total et de méthylmercure) au Canada, bien qu'il y ait eu ces dernières années un regain d'intérêt grâce à la prise de conscience de leur importance éventuelle dans le cycle du mercure au sein des écosystèmes aquatiques (p. ex. Cremona et al., 2008; Rennie et al., 2005).

On pense généralement que l'absorption de mercure par les invertébrés se produit au moyen d'une association de bioaccumulation par voie alimentaire (ingestion de phytoplancton, d'algues benthiques, de macrophytes, de détritus jetés par l'homme ou d'organismes aquatiques morts), du phénomène de bioconcentration dans le milieu aquatique (notamment eau interstitielle associée aux sédiments) ou au moyen de la transmission maternelle (Lawrence et Mason, 2000; Tsui et Wang, 2004; Watras *et al.*, 1998). Le mercure inorganique ne pénètre pas facilement la paroi du tube digestif de la plupart des invertébrés (Boudou *et al.*, 1991), le méthylmercure, par contre, traverse facilement la paroi et peut également traverser les branchies (Odin *et al.*, 1995). Cette différence pourrait expliquer, dans les études réalisées, l'absence de liens entre le mercure présent dans les sédiments et celui présent dans les organismes (*p. ex.* Chételat *et al.*, 2011 et les références dans le document; Rennie *et al.*, 2005).

Bien que chez les invertébrés le pourcentage de méthylmercure composant le mercure total varie énormément (entre 0 et 100 %), la tendance est que ce pourcentage augmente à mesure que le niveau trophique augmente (environ 40 % chez les consommateurs primaires et supérieur à 75 % chez les espèces prédatrices telles que les nymphes de libellules et les gerris; tableau 10.10). Chételat *et al.* (2011) ont analysé les données de certaines études canadiennes, indiquées dans le tableau 10.10 et ont découvert que le zooplancton pélagique a tendance à absorber plus de méthylmercure par rapport aux invertébrés du littoral (à l'exception des espèces prédatrices telles que les nymphes de libellules et les dytiques déprédateurs). Ils indiquent que cela est le

TABLEAU 10.10 Écart des concentrations (dont les moyennes des sites) de mercure total et de méthylmercure mesurés (ng g⁻¹ en poids sec) des principaux groupes d'invertébrés aquatiques au Canada (les taxons représentatifs sont indiqués pour chaque principal groupe d'invertébrés))

Groupe des invertébrés	Nunavut	Colombie- Britannique	Alberta	Saskatchewan	Ontario	Québec	Nouveau- Brunswick	Nouvelle- Écosse	Référence
Zooplancton (mercure total) Cladocères et copépodes	40 – 50	-	-	-	17 – 79	-	-	-	1, 2
Zooplancton (méthylmercure)	10 – 90	94 – 240	-	-	5 – 102	17 – 377	-	-	1 – 5
Consommateurs primaires (mercure total) Éphémère commune, moucheron, amphipode	38 – 362	-	1,4 – 2,4	110 – 200	8 – 938	34 – 256	-	-	1, 2, 6 – 12
Consommateurs primaires (mercure total)	20 – 319	-	-	45	2 – 309	22 – 124	-	30 – 190	1, 2, 8 – 10, 12, 13
Consommateurs secondaires (mercure total) Gerris, libellule, dytique	-	-	-	206 – 307	99 – 162	136 – 175	80 – 690	-	7, 9, 12, 14,
Consommateurs secondaires (méthylmercure)	-	-	-	197 – 215	-	102 – 107	-	170 – 440	9, 12, 13
Écrevisse (mercure total)	-	-	-	-	210 – 1 520	-	-		15,16

^{1 –} Gantner *et al.*, 2010a; 2 – Belzile *et al.*, 2006; 3 – Kainz et Mazumder, 2005; 4 – Hall *et al.*, 1998; 5 – Garcia *et al.*, 2007; 6- Brinkmann et Rassmussen, 2012; 7 – Wong *et al.*, 1997; 8 – Harding *et al.*, 2006; 9 – Tremblay *et al.*, 1996; 10 – Cremona *et al.*, 2009; 11 – Hammer *et al.*, 1988; 12 – Bates et Hall, 2012; 13 – Wyn *et al.*, 2009; 14 Jardine *et al.*, 2009; 15 – Allard et Stokes, 1989; Parks *et al.*, 1990

fruit d'une dépendance importante (ou d'un important apport) des invertébrés du littoral (de consommateurs primaires tels que les larves d'éphémères et de phryganes) aux détritus jetés par les hommes comme source de nourriture, ces détritus ayant des concentrations de méthylmercure moins élevées que celles présentes dans les proies aquatiques.

Tout comme les plantes aquatiques, il existe peu de données convenables sur les invertébrés au Canada pour permettre d'évaluer l'évolution générale dans l'espace. La plupart des taxons invertébrés s'adaptent aux changements de la charge de mercure; il s'agit d'une question de jour ou de mois. Les grandes différences dans les concentrations mesurées sur une seule saison sont courantes (Harris et al., 2007: Orihel et al., 2007). Les perturbations à court terme et à long terme à l'échelle du paysage, notamment les inondations, l'ajustement du niveau de l'eau, l'eutrophisation, l'exploitation forestière et les incendies ont toutes été identifiées comme étant des facteurs qui pouvaient modifier les concentrations de méthylmercure chez les invertébrés aquatiques (Garcia et al., 2007; Hall et al., 2009; Pickhardt et al., 2002).

Malgré ces mises en garde, une étude qui a récemment été réalisée a permis de rassembler des données sur les invertébrés aquatiques au Canada. Les concentrations de méthylmercure (en poids sec) chez les macroinvertébrés d'eau douce de 127 lacs et étangs de sept provinces canadiennes ainsi que les caractéristiques physiques et chimiques disponibles des lacs (Clayden et al., 2013) ont été obtenues de sources publiées et non publiées (p. ex. thèses universitaires). La superficie des lacs allait de 0,86 à 790 000 hectares. La profondeur movenne allait de 1 à 23 mètres et le pH d'acide (4,3) à alcalin (9,0). Les invertébrés ont été regroupés en fonction de leur façon de trouver leur alimentation (Barbour et al., 1998) pour faciliter la comparaison des lacs. Les concentrations moyennes de méthylmercure chez les prédateurs invertébrés pour chaque lac augmentent à mesure que l'on va vers l'est du Canada (longitude, $R^2 = 0.206$, p < 0.001, n = 98 lacs) et diminuent en allant vers le nord du pays (latitude. $R^2 = 0.229$, p < 0.001) (figure 10.9) (Clayden *et al.*, 2013). Les concentrations de méthylmercure chez les

prédateurs invertébrés aquatiques ont été regroupées en fonction de l'écozone terrestre au Canada (voir le Groupe de travail sur la stratification écologique en 1995 et le *chapitre 13* pour avoir une description détaillée des écozones); les évolutions spatiales sont indiquées dans la figure 10.9. L'évolution croissante de l'ouest vers l'est des concentrations de mercure dans l'espace est similaire à celle observée chez le Plongeon huard (figure 10.2) et chez les poissons d'eau douce (section 10.3.3). Le pH des lacs est le prédicteur le plus important pour connaître la concentration de méthylmercure chez les invertébrés prédateurs et les invertébrés non prédateurs où les concentrations de méthylmercure plus élevées se trouvent dans les lacs plus acidifiés. Bien que le pH, la latitude et la longitude ont toujours été des prédicteurs importants de la concentration de méthylmercure chez les groupes classés en fonction de l'alimentation des espèces, les invertébrés prédateurs et les invertébrés non prédateurs avaient également des concentrations de méthylmercure plus importantes dans les lacs peu profonds (analyse canonique de redondance multivariable, R^2 adj = 0,484). Les concentrations de méthylmercure chez les invertébrés « gratteurs » et prédateurs sont plus élevées dans les lacs dont le taux de carbone organique dissous est plus élevé $(R^2 = 0.358, p < 0.001, n = 35 lacs et R^2 = 0.089,$ p = 0.003, n = 99 lacs), mais aucune relation de la sorte n'a été observée pour le groupe des cueilleursrécupérateurs ou celui des déchiqueteurs ($R^2 < 0.04$, p > 0.1). Cela diffère largement des autres études (p. ex. Rennie et al., 2005) qui indiquent qu'il existe un lien entre la concentration de méthylmercure chez les récupérateurs-déchiqueteurs et le taux de carbone organique dissous. Cette constatation laisse à penser que l'importance relative des variables chimiques, telles que le taux de carbone organique dissous, ayant des répercussions sur les concentrations de méthylmercure chez les invertébrés varie selon le groupe d'invertébrés. Par ailleurs, les groupes étaient un meilleur prédicteur de la concentration de méthylmercure chez les invertébrés que δ 15N (r = 0,374 et 0,250, respectivement), ce qui indique que les comportements de recherche de la nourriture et les sources d'énergie des macroinvertébrés d'eau douce sont plus importants que la position dans le réseau trophique lorsqu'il s'agit de déterminer leur exposition au méthylmercure.

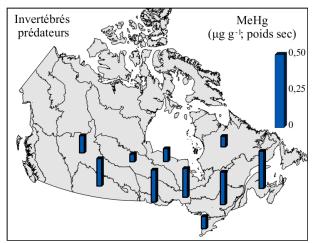


FIGURE 10.9 Concentrations moyennes de méthylmercure (μg g⁻¹ en poids sec) chez les prédateurs invertébrés aquatiques regroupées par écozone au Canada (données de Clayden *et al.*, 2013).

Le suivi de l'évolution spatiale de la concentration de mercure chez les mollusques et crustacés d'eau douce n'a pas été effectué à l'échelle nationale au Canada, bien que des études de suivi environnemental aient été menées à certains endroits, p. ex. le fleuve Saint-Laurent sur la moule zébrée (Kwan *et al.*, 2003).

10.3.3 Les poissons d'eau douce

Les concentrations de mercure chez les poissons d'eau douce ont été mesurées au Canada depuis les années 1970, dans le cadre de programmes de suivi et de recherche. Une analyse faite récemment sur les ensembles de données disponibles indique que les espèces prédatrices telles que le doré jaune, le grand brochet et le touladi avaient toujours les concentrations en mercure les plus élevées par rapport à d'autres espèces (Depew *et al.*, 2013a).

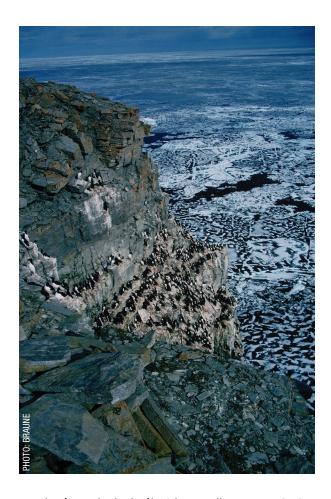
Contrairement aux autres biotes (aquatique et terrestre) présentés plus haut, les poissons, en particulier les grands piscivores, sont un moyen idéal d'évaluer l'évolution spatiale de la présence du méthylmercure. En effet, ces espèces de poissons ont une longue durée de vie par rapport aux plantes aquatiques, aux invertébrés et aux poissons de plus petite taille. Ils s'adaptent aux changements de la présence de méthylmercure : de l'ordre d'années au lieu de jours ou de mois (Mason *et al.*, 2005).

La plupart des espèces de poissons ne peuvent excréter que peu de méthylmercure (examiné par Trudel et Rassmussen, 2006) et la majeure partie du mercure présent dans les poissons est principalement sous forme de méthylmercure (> 95 %; Bloom, 1992). Les concentrations de mercure total chez les poissons peuvent donc être utilisées à titre indicatif pour évaluer le méthylmercure.

Le nombre de poissons prélevés pour analyser les concentrations de mercure total sur les 30 à 40 années au Canada est important (> 400 000; Depew et al., 2013a). Bien que ce soit loin d'être un dénombrement complet de toutes les données sur la présence de mercure chez les poissons au Canada, la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons permet d'évaluer l'évolution spatiale de la concentration de mercure chez les poissons à l'échelle nationale. Toutefois, avant toute évaluation de l'évolution spatiale il faut examiner attentivement la nature des données disponibles. Par exemple, près de 30 % des données figurant dans la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons proviennent de sites où il y a eu par le passé des déversements contaminés au mercure directement dans l'eau par les usines de chloralcali et les usines de pâtes et papiers. Ces données peuvent également provenir de programmes de surveillance rattachés à l'aménagement de centrales hydroélectriques au Manitoba, au Québec et au Labrador (Depew et al., 2013a). Ces données sont importantes: elles ont été utilisées pour faire le suivi du rétablissement de ces systèmes après les concentrations élevées de mercure (p. ex. Anderson, 2011; Bodaly et al., 2007; Munthe et al., 2007), les concentrations de mercure chez les poissons présents dans ces systèmes atteignent souvent des niveaux extrêmes $(p. ex. 5 - > 10 \mu q q^{-1}; Munthe et al., 2007)$ elles ne peuvent donc pas être considérées comme étant représentatives des écosystèmes aquatiques qui reçoivent les apports en mercure principalement de l'atmosphère et des bassins versants voisins (voir le chapitre 5). De même, on sait bien que les différentes espèces de poissons, même celles qui se trouvent au même emplacement peuvent avoir des concentrations différentes de méthymercure dans leur tissu (Chumchal et al., 2011; Cizdziel et al., 2003; MacCrimmon et al., 1983). Différents tissus au sein du même poisson peuvent comporter des concentrations différentes de mercure ou de méthylmercure (Cizdziel et al., 2003; Goldstein et al., 1996) et plus les poissons vieillissent plus ils absorbent du méthylmercure (Wiener et al., 2003). Par conséquent, les comparaisons des évolutions spatiales entre les sites doivent idéalement être réalisées à l'aide d'échantillons de tissus équivalents prélevés sur des poissons appartenant à la même espèce et ayant le même âge.

Les concentrations de mercure total dans les tissus musculaires (avec la peau et sans la peau) du touladi, du doré jaune, du grand brochet et du grand corégone ainsi que les tissus musculaires (avec la peau et sans la peau) et les homogénats de poissons entiers (meunier noir et meunier rouge) et de la perchaude sont analysés en fonction de l'écozone terrestre afin d'évaluer l'évolution spatiale (figures 10.10 à 10.15 et tableaux 10.11 à 10.16). Ces espèces (et les types de tissus) constituent les unités les plus couramment prélevées selon la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons. Elles permettent de couvrir au maximum l'évolution spatiale des espèces. Bien que l'on a souvent recours à des étapes supplémentaires pour contrebalancer l'influence de la taille des poissons sur la concentration de méthylmercure (p. ex. Sonesten, 2003), cette démarche n'est pas toujours possible lorsque les ensembles de données sont rassemblés d'une variété d'études ou de programmes de surveillance. Aucune modification n'a été apportée pour permettre de se représenter la plage des moyennes et les moyennes des écozones.

Tout a été fait pour que les données provenant de réservoirs et des plans d'eau en aval qui leur sont rattachés (les deux systèmes étant relativement jeunes, moins de 30 ans au moment des prélèvements) et des anciens sites de pollution industrielle par le mercure (exploitation minière, usines de chloralcali et usines de pâtes et papiers) n'ont pas été prises en compte dans l'analyse. Ces données n'ont pas été intégrées car les concentrations de mercure chez les poissons évoluant en aval des déversements industriels de mercure sont connues pour être très élevées (Munthe *et al.*, 2007) et, dans le



cas de réservoirs hydroélectriques, elles augmentent temporairement à la suite des submersions (Bodaly et al., 2007). Les poissons se trouvant en aval des réservoirs hydroélectriques peuvent avoir une concentration plus élevée de mercure à cause de l'exportation de méthylmercure par le zooplancton ou les invertébrés (Schetagne et al., 2000) ou par la consommation de poissons qui ont une concentration élevée de mercure ayant été lacérés par les lames des turbines (Brouard et al., 1994). Ce qui est plus important encore est que le fait de mettre davantage l'accent sur le suivi de la concentration de mercure provenant de ces systèmes donne un poids aux données sur le mercure des régions où se trouvent de grands réservoirs (p. ex. la région du bouclier boréal) et peut donc fausser les statistiques sommaires. En excluant ces données, on peut observer l'évolution spatiale des concentrations de mercure chez les poissons principalement dues à l'interaction des processus atmosphériques et terrestres sans l'influence des systèmes pollués par le mercure.

Parmi les autres facteurs qui ont des répercussions sur l'interprétation des données sur les concentrations de mercure chez les poissons figurent les changements potentiels au fil du temps et les différences des concentrations de mercure entre les mâles et les femelles. Bien que les données présentées ici ont été rassemblées après environ quarante années de programmes de surveillance et de recherche, les évaluations temporelles les plus complètes des concentrations de mercure chez les poissons des systèmes aquatiques qui ne sont pas directement concernés par la formation de réservoirs et la pollution industrielle, indiquent que les changements à long terme des concentrations de mercure (si elles existent) chez une espèce donnée sont généralement faibles (0.5 à 1.5 % an-1: Bhavsar et al., 2010; Monson et al., 2011; Rasmussen et al., 2007). Ils ne devraient pas fausser l'écart des données présenté ici, étant donné le nombre important d'échantillons repris.

Le dimorphisme sexuel au niveau de la taille et de l'apparence est présent dans l'ensemble du monde animal et les poissons ne font pas exception. Chez certaines espèces, telles que le doré jaune et le grand brochet, la femelle est souvent plus grande que le mâle (Scott et Crossman, 1973; Henderson et al., 2003). Chez les salmonidés (p. ex. le grand corégone), les différences entre le corps et la forme du mâle et de la femelle sont moins extrêmes, mais il existe d'autres caractéristiques subtiles (p. ex. la taille des nageoires et l'importance des muscles associés) qui peuvent varier entre le mâle et la femelle (Casselman et Schulte-Hostedde, 2004). Pour le doré jaune, on a remarqué que les mâles avaient toujours des concentrations de mercure plus élevées que les femelles de même taille (Henderson et al., 2003; Rennie et al., 2008; Stacey et Lepak, 2012). Plusieurs hypothèses ont été formulées pour expliquer ces différences sexuelles : des dépenses énergétiques plus importantes chez les mâles pendant le frai et l'élevage des alevins (Henderson et al., 2003), des taux de croissance moins importants en raison d'une consommation de nourriture réduite (Rennie et al., 2008), des différences diététiques propres au sexe (Stacey et Lepak, 2012) ou bien, peut-être une combinaison de tous ces facteurs. Le sexe des poissons est rarement pris en compte dans les

programmes de surveillance. Les préjugés sur le sexe des poissons ne peuvent donc pas être totalement exclus. Toutefois, pour une certaine taille, l'influence du sexe sur les concentrations de mercure ne devrait pas fausser l'interprétation de l'évolution spatiale présentée ici, car on a découvert qu'elle était faible sur les concentrations réelles de mercure habituellement mesurées chez le doré jaune (chez le mâle environ 0,06 µg g⁻¹ plus élevée que chez la femelle pour une taille de 44,5 cm; Madsen et Stern, 2007).

Le cadre canadien sur les écozones terrestres (voir le *chapitre 13* pour obtenir une description plus détaillée) a été utilisé pour donner un contexte spatial (échelle nationale) avec lequel examiner l'évolution générale des concentrations de mercure chez les poissons. On comprend plus ou moins l'influence des composants terrestres sur les caractéristiques des écosystèmes aquatiques (surtout le pH, le carbone organique dissous, le phosphore total (*p. ex.* Minns *et al.*, 2008). Ces connaissances offrent un cadre utile bien qu'élémentaire qui permet d'interpréter l'évolution spatiale chez les espèces de poissons d'eau douce, étant donné l'importance des propriétés des bassins versants identifiés sur les dépôts et le cycle de mercure (voir les chapitres 5 et 6).

10.3.3.1 Le touladi

Le touladi est largement répandu au Canada. C'est un poisson gibier et un poisson de consommation très convoité (Scott et Crossman, 1973). Il vit dans les lacs qui peuvent faire quelques hectares et dans des grands lacs (p. ex. Grand lac des Esclaves, Territoires du Nord-Ouest et lac Supérieur, Ontario). Bien que le touladi est généralement considéré comme étant piscivore, il est souvent très dépendant des invertébrés benthiques présents dans les petits lacs (Vander Zanden et Rassmussen, 1996), peut-être en raison de la dominance des filières énergétiques littorales des petits lacs (Vadeboncœur et al., 2002). Dans les régions septentrionales, le touladi peut se nourrir exclusivement de quelques proies choisies telles que les larves de moustique (Bleakney, 1954) ou de petits mammifères tels que les souris et les musaraignes (Dunbar et Hildebrand, 1952). Dans les lacs de plus grande taille, tels que les Grands Lacs, les poissons (p. ex. le chabot de profondeur

TABLEAU 10.11 Récapitulatif des tailles (cm) moyennes (écarts), des concentrations moyennes (écarts) de mercure total (μg g⁻¹; en poids humide) et nombre d'échantillons (n) des muscles du touladi (avec la peau et sans la peau) en fonction des principales écozones du Canada, selon la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons (1967 à 2010)

Écozone	Longueur	Mercure total	n	Référence
Haut-Arctique	64,3 (18,7 – 104,6)	0,54 (0,06 - 2,73)	89	1-5
Bas-Arctique	60,1 (18,5 – 111,5)	0.32(0.01 - 3.29)	898	1, 6 – 25
Taïga de la cordillère	53,9 (49,4 – 61,2)	0,09 (0,04 - 0,23)	5	26
Cordillère boréale	55,4 (9,2 – 98,2)	0.36(0.02 - 1.79)	473	26 – 31
Cordillère montagnarde	62,9 (26,6 – 100,9)	0.38(0.02-1.90)	229	32 - 38
Taïga des plaines	60,8 (25,8 – 121,7)	0,38 (0,02 - 4,61)	1,113	1, 39 – 44
Plaines boréales	61,9 (34,3 – 104,1)	0,32 (0,03 - 0,84)	223	1, 45, 46
Taïga du Bouclier (région ouest)	60,0 (14,4 – 111,5)	0,36 (0,03 – 4,18)	995	1, 23, 42, 45, 47 - 53
Ouest du bouclier boréal	57,8 (27,3 – 100,9)	0,33 (< limite de détection – 1,89)	1,241	1, 45, 54 – 56
Lac des Bois	53,4 (20,5 – 99,3)	0,47 (0,05 – 3,62)	2,095	1, 29, 55,
Bouclier boréal (région centrale)	53,2 (12,4 – 106,7)	0,37 (0,01 – 4,20)	2,620	1, 32, 55, 57, 58
Plaines hudsoniennes	56,1 (24,7 – 78,9)	0,62 (0,13 – 1,60)	86	55
Bouclier boréal (région méridionale)	44,5 (4,5 – 98,0)	0,44 (0,01 – 10,00)	6,996	1, 6, 29, 32, 55, 59, 60
Plaines à forêts mixtes	57,6 (16,0 – 88,2)	0,23 (0,01 – 1,20)	2,274	32, 55
Taïga du Bouclier (région orientale)	58,2 (11,7 – 106,2)	0,80 (0,05 – 5,81)	2,025	6, 32, 58, 61 - 67
Bouclier boréal (région orientale)	57,2 (13,5 – 91,5)	0,81 (0,03 – 4,90)	473	6, 32, 61, 62, 67
Maritime de l'Atlantique	56,8 (23,6 – 92,5)	0,49 (0,04 - 2,40)	259	32

¹⁻ Pêches et Océans Canada, données non publiées; 2 - Cumberland Resources Ltd. 2005; 3 - Azimuth Consulting Group Ltd., 2009; 4 - Hertam et Aiken, 2011; 5 - EVS Consultants, 1998; 6 - Hydro-Québec, données non publiées; 7 - Diavik Diamond Mines Ltd., 2009; 8 - Golder and Associates Ltd, 2009; 9 - Rescan Environmental Services, 2009; 10 - Mainstream Aquatics Ltd., 2006; 11 - R.L.& L Environmental Services and Golder Associates Ltd., 2003; 12 -R.L.& L Environmental Services and Golder Associates Ltd., 2002: 13 - R.L.& L Environmental Services, 1996: 14 - R.L.& L Environmental Services, 2001: 15 - Beak Consultants Ltd., 1990; 16 - Rescan Environmental Services Ltd., 2007; 17 - Ash et Harbicht, 1991; 18 - Rescan Environmental Services Ltd., 2008; 19 - Muir et al., 1995; 20 - Rescan Environmental Services Ltd., 1995; 21 - R.L. & L. Environmental Services and Reid Crowther and Partners Ltd., 1985; 22 - Rescan Environmental Services Ltd., 2010; 23 - DeBeers Canada Inc., 2010; 24 Golder and Associates Ltd., 2010a; 25 - Gartner Lee Ltd., 2007; 26 -Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, données non publiées; 27 - Rieberger, 1992; 28 - Baker, 1979; 29 - FISHg, données non publiées; 30 - G. Stern, données non publiées; 31 - Webber et Grant, 1985; 32 - Province du Québec, données non publiées; 33 - Baker, 2001a; 34 - BC Hydro, données non publiées; 35 - Santé et Bien-être social Canada, 1980; 36 - Peterson et al., 1970; 37 - Northcote et al., 1972; 38 - Bustard and Associates Ltd., 2005; 39 - Stewart et al., 2003a; 40 - Stewart et al., 2003b; 41 - Swyripa et al., 1993; 42 - Evans M., données non publiées; 43 - Stephens, 1997; 44 - Lafontaine. 1994a; 45 - ministère de l'Environnement de la Saskatchewan, données non publiées; 46 - Regional Aquatics Monitoring Program, 2008; 47 -Lafontaine, 1994b; 48 - Rescan Environmental Services Ltd., 2004; 49 - Rescan Environmental Services Ltd., 2005a; 50 - Beak Consultants Ltd., 1989; 51 -Diamond et Meech, 1984; 52 - Canamera Geological Ltd., 1998; 53 - V. St. Louis, données non publiées; 54 - Gestion des ressources hydriques du Manitoba, données non publiées; 55 - ministère de l'environnement de l'Ontario, données non publiées; 56 - Stantec Ltd., 2009; 57 - Bodaly et al., 1993; 58 - Penn A., 1978; 59 - Garcia et Carignan, 2005; 60 - Scheuhammer, A.M., données non publiées; 61 - Scruton, 1984; 62 - Bruce, 1979; 63 - Jacques Whitford Ltd., 2006; 64 - Power et al., 2002; 65 - Lockerbie, 1987; 66 - Smith et al., 1975; 67 Hydro Québec et Genivar Groupe Conseil Inc., 2005.

des Grands Lacs et les corégonidés) sont considérés comme étant des proies dominantes (Jacobs *et al.*, 2010).

Le régime riche en plastique du touladi peut par conséguent masquer l'évolution spatiale du mercure; tout dépend de la présence des proies au sein des écozones. En effet, les données sur le mercure proviennent de lacs et de rivières de différentes tailles réparties sur un important gradient géographique. En général, la concentration moyenne de mercure dans les tissus musculaires du touladi augmente à mesure que l'on se dirige vers l'est du Canada (figure 10.10 et tableau 10.11). Il y a également des indications de concentrations de mercure plus élevées dans certaines régions du nord du Canada. mais les données disponibles sont peu nombreuses pour confirmer cette hypothèse (tableau 10.11). Les concentrations movennes les moins élevées de mercure ont été trouvées dans la taïga de la cordillère $(0.09 \,\mu g \, g^{-1} \, en \, poids \, humide, \, n = 5) \, et \, dans \, les$ plaines à forêts mixtes (0,23 µg g⁻¹ en poids humide, n = 2.274), tandis que les concentrations moyennes les plus élevées ont été trouvées dans l'est de la Taïga du Bouclier et dans l'est du bouclier boréal (0.80 et $0.81 \mu g g^{-1}$ en poids humide, n = 2,025 et n = 473 respectivement).

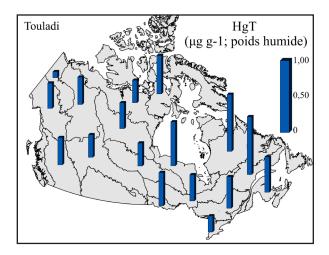


FIGURE 10.10 Concentrations moyennes de mercure total (μg g⁻¹ en poids humide) dans les tissus musculaires du touladi selon la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons, en fonction de l'écozone. Les données et les sources sont indiquées dans le tableau 10.11.

10.3.3.2 Le doré jaune

Au Canada, le doré jaune est probablement l'espèce venant des eaux intérieures la plus importante sur le plan économique; en effet, c'est une espèce gibier et de consommation majeure (Scott et Crossman, 1973). On trouve également le doré jaune dans les lacs et les rivières de diverses superficies et dans des conditions environnementales différentes. Toutefois, les grands lacs peu profonds ayant une turbidité moyenne sont les habitats préférés (Scott et Crossman, 1973). Le doré jaune adulte est généralement considéré comme étant en tout temps un strict piscivore (Vander Zanden et al., 1997) et consomme une variété d'espèces de poissons (Colby et al., 1979), bien que les articles indiquent souvent qu'il a une préférence pour la perchaude (Hartman et Margraf, 1992).

Les concentrations moyennes de mercure dans les muscles du doré jaune augmentent à mesure que l'on se dirige vers l'est (figure 10.11 et tableau 10.12), tout comme cela a été signalé pour le touladi. La

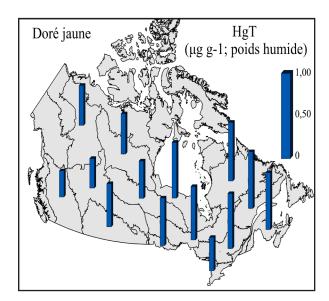


FIGURE 10.11 Concentrations moyennes de mercure total (µg g⁻¹ en poids humide) dans les tissus musculaires du touladi selon la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons, en fonction de l'écozone. Les données et les sources sont indiquées dans le tableau 10.12.

concentration moyenne la moins élevée a été trouvée dans la cordillère montagnarde (0,31 μ g g⁻¹ en poids humide, n = 235) et la concentration moyenne la plus élevée est plus ou moins semblable (0,63 à 0,67 μ g g⁻¹ en poids humide) que l'on trouve dans

les plaines hudsonniennes, dans les régions centrale, méridionale et orientale du bouclier boréal, dans la partie orientale du bouclier de la taïga et dans l'écozone maritime de l'Atlantique (tableau 10.12).

TABLEAU 10.12 Récapitulatif des tailles (cm) moyennes (écarts), des concentrations moyennes (écarts) de mercure total (μg g-1; en poids humide) et nombre d'échantillons (n) des muscles du doré jaune (avec la peau et sans la peau) en fonction des principales écozones du Canada, selon la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons (1967 à 2010)

Écozone	Longueur	Mercure total	n	Références
Cordillère montagnarde	48,1 (21,2 – 78,4)	0,31 (0,07 – 1,02)	235	68 – 71
Taïga des plaines	51,6 (30,8 – 91,5)	0,47 (0,03 – 2,31)	831	1, 40, 41, 43, 72 – 74
Plaine boréale	50,4 (11,8 – 93,9)	0,35 (< limite de détection - 3,60)	6 701	1, 45, 46, 53, 54, 60, 75 – 90
Prairies	48,9 (10,8 – 95,6)	0,51 (0,02 – 2,98)	2,571	1, 45, 54, 75, 77, 78, 91
Taïga du Bouclier (région ouest)	53,2 (20,5 – 79,4)	0,48 (0,05 – 1,71)	959	1, 45, 48, 53, 72, 92, 94
Ouest du bouclier boréal	49,9 (8,7 – 98,9)	0,44 (0,01 – 3,52)	12 844	1, 45, 54 – 56, 60, 90, 93, 95 – 97
Lac des Bois	46,3 (6,7 – 101,0)	0,56 (0,02 – 10,43)	6,175	1, 54, 55
Bouclier boréal (région centrale)	43,3 (9,6 – 99,6)	0,63 (0,01 – 4,40)	17,107	1, 6, 29, 32, 55, 57 - 60
Plaines hudsoniennes	41,5 (10,7 - 80,0)	0,66 (0,06 - 5,58)	716	1, 6, 55, 98
Bouclier boréal (région méridionale)	41,9 (9,9 – 82,0)	0,65 (0,01 – 4,90)	7,855	1, 6, 32, 55, 59
Plaines à forêts mixtes	46,1 (11,2 – 91,1)	0,39 (0,01 - 3,70)	7,791	1, 6, 32, 55
Taïga du Bouclier (région orientale)	40,1 (7,8 – 70,1)	0,69 (0,01 – 5,86)	716	6, 32, 58, 66
Bouclier boréal (région orientale)	39,4 (16,9 – 100)	0,67 (0,08 – 2,36)	212	6, 32, 58
Maritime de l'Atlantique	44,5 (29,8 – 71,2)	0,67 (0,08 – 2,30)	76	32

Voir le tableau 10.11 pour les références 1 – 67.

68 – Aqualibrium Consulting Inc., 2002; 69 – Norecol Environmental Consultants, 1989; 70 – Smith, 1987b; 71 – Columbia River Environmental Monitoring Program, données non publiées; 72 – Sanderson *et al.*, 1998; 73 – Bujold, 1995; 74 – Taylor, 1998; 75 – Alberta Health and Wellness, 2009a; 76 – Alberta Health and Wellness; 2009b; 77 – Moore *et al.*, 1986; 78 Alberta Environmental Centre, 1983; 79 – R & L Environmental Services and LGL Ltd., 1991; 80 – Golder and Associates Ltd., 1999; 81 – Golder and Associates Ltd., 2002; 82 – Golder and Associates Ltd., 2003; 83 – Regional Aquatics Monitoring Program, 2004; 84 – Regional Aquatics Monitoring Program, 2005; 85 – Regional Aquatics Monitoring Program, 2006; 86 Regional Aquatics Monitoring Program, 2009; 87 – Lafontaine, 1997; 88 – Evans *et al.*, 1998b; 89 – Evans *et al.*, 1998c; 90 – Hatfield Consultants Ltd. 2005, 91 – Beck, 1984; 92 – Jackson, 1996; 93 – Strange, 1993; 94 – Lafontaine, 1994c; 95 Green, 1990; 96 – Strange, 1995; 97 – Regional Aquatics Monitoring Program, 2010; 98 – Swanson, 1986

10.3.3.3 Le grand brochet

Le grand brochet est très répandu au Canada. Bien que ce soit un poisson de consommation bien populaire, il est très recherché en tant que poisson gibier (Scott et Crossman, 1973). Au Canada, on pense que le grand brochet préfère les baies des mers chaudes envahies par les plantes, les bords de lacs et les rivières envahies par les plantes où l'eau coule lentement, même si on peut le trouver dans des lacs plus profonds où l'eau est plus fraîche (Scott et Crossman, 1973). Le régime alimentaire du grand brochet adulte se compose généralement de plus de 90 % de poissons, bien que l'on signale la consommation d'amphibiens, d'écrevisses, de petits mammifères et de sauvagine (Lagler 1956; Lawler 1965). Toutefois, d'après les données sur les isotopes stables et les comparaisons explicites de régimes

TABLEAU 10.13 Récapitulatif des tailles (cm) moyennes (écarts), des concentrations moyennes (écarts) de mercure total (μg g-1; en poids humide) et nombre d'échantillons (n) prélevés de muscles du grand brochet (avec la peau et sans la peau) en fonction des principales écozones du Canada, selon la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons (1967 à 2010)

Écozone	Longueur	Mercure total	n	Références
Bas-Arctique	63,7 (15,7 – 124,4)	0,25 (0,04 - 0,74)	37	1, 25
Taïga de la cordillère	46,4 (33,7 – 60,8)	0.19(0.03 - 0.86)	20	26, 28
Cordillère boréale	65,1 (29,9 – 104,8)	0,20 (0,05-0,77)	73	28, 26, 99
Taïga des plaines	67,9 (18,8 – 111,5)	0,42 (< limite de détection – 2,44)	1 161	1, 27, 39 – 43, 72 – 74, 87, 99
Plaines boréales	62,3 (9,2 – 137,7)	0,30 (< limite de détection – 2,90)	7 975	1, 45, 46, 53, 54, 60, 76, 77, 79, 81 – 84, 86 – 90, 100
Prairies	59,1 (11,9 – 118,4)	0,37 (0,02 – 2,32)	1 928	1, 45, 53, 54, 75, 77, 78, 91, 101 – 103
Taïga du Bouclier (région occidentale)	67,9 (18,8 – 111,5)	0,42 (< limite de détection – 2,44)	1 161	1, 42, 45, 47, 50, 53, 72, 77, 92, 94, 104, 105
Ouest du bouclier boréal	66,9 (11,9 – 130,7)	0,45 (imite de détection – 4,73)	11 626	1, 29, 45, 54, 55, 56, 60, 90, 93, 95 – 97, 106
Lac des Bois	58,5 (9,1 – 120,0)	0.61 (0.01 - 5.17)	5 889	1, 54, 55
Bouclier boréal (région centrale)	57,8 (9,6 – 125,0)	0,63 (0,01 – 10,90)	11 898	1, 6, 29, 32, 55, 57 – 59, 107
Plaines hudsoniennes	62,5 (15,1 – 117,0)	0,58 (0,08 – 3,97)	994	1, 6, 55, 98, 108, 109
Bouclier boréal (région méridionale)	55,3 (13,2 – 118,0)	0,54 (0,01 – 4,04)	5 557	1, 6, 32, 55, 59, 110
Plaines à forêts mixtes	59,0 (19,2 – 108,3)	0,39(0,02-2,90)	3 526	1, 32, 55
Taïga du Bouclier (région orientale)	71,2 (14,7 – 122,1)	0,74 (0,06 – 10,1)	1 531	6, 32, 58, 61 - 63, 65 - 67
Est du bouclier boréal	61,2 (11,6 – 116,0)	0,55 (0,01 - 3,16)	664	6, 32, 58, 61, 62, 67
Maritime de l'Atlantique	62,9 (46,8 - 98,3)	0,54 (0,10-2,10)	62	32

Voir les tableaux 10.11 et 10.12 pour les références 1 – 98.

99 – Sekerak et Mace, 1982; 100 – Regional Aquatics Monitoring Program, 2007; 101 – Alberta Health and Wellness, 2009c; 102 – Wu, 1995; 103 – Wu *et al.*, 1997; 104 – Golder and Associates Ltd., 2010b; 105 Stantec Ltd., 2011; 106 – Harrison *et al.*, 1989; 107 – Speyer, 1980; 108 – MacDonell, 1991; 109 MacDonell, 1993; 110 – Zhou, 1997

alimentaires d'un grand nombre de populations au Canada, Vander Zanden *et al.* (1997) laisse entendre que le grand brochet reste très piscivore.

La concentration moyenne de mercure dans les tissus musculaires du grand brochet connaît une évolution géographique similaire à celle du doré jaune (figure 10.12) et les écarts des concentrations moyennes de mercure en fonction de l'écozone sont semblables, bien que légèrement moins importants que ceux du doré jaune (tableau 10.13). Les concentrations moyennes les moins élevées se trouvent dans le Bas-Arctique, la taïga de la cordillère et dans la cordillère boréale (0,19 à 0,30 μ g g⁻¹ en poids humide), mais le nombre d'échantillons prélevés dans ces écozones est très petit (moins de 100). La concentration moyenne la plus élevée se trouve dans la région orientale du bouclier de la taïga (0,74 μ g g⁻¹ en poids humide, n = 1 531).

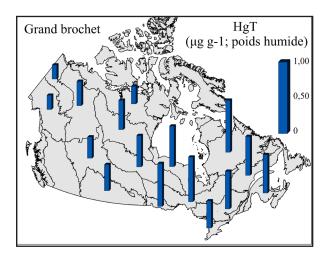


FIGURE 10.12 Concentrations moyennes de mercure total (μg g⁻¹ en poids humide) dans les tissus musculaires du grand brochet, selon la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons, regroupées par écozone. Les données et les sources sont indiquées dans le tableau 10.13.

10.3.3.4 Le grand corégone

Le grand corégone, semblable au touladi, est une espèce de consommation de très grande valeur (Scott et Crossman, 1973). Le grand corégone et le corégone tschir sont bien plus répandus que le ménomini rond et le ménomini de montagnes. Le grand corégone et le corégone tschir ont tendance à habiter les lacs profonds des régions méridionales. mais on peut les trouver dans les lacs et les rivières de différentes tailles et de différentes profondeurs des régions septentrionales. Le ménomini de montagnes se limite principalement aux lacs et aux rivières de l'Ouest du Canada, tandis que le ménomini rond se trouve plus souvent dans les lacs et les rivières des régions septentrionales (Scott et Crossman, 1973). Malgré les différences en termes d'habitat et de répartition géographique, ces espèces consomment généralement des proies similaires qui se composent principalement d'invertébrés benthiques (larves d'insectes, mollusques et vers) et de petits poissons (Scott et Crossman, 1973 et références dans le document). Par conséquent, ces espèces ont été regroupées pour obtenir une couverture géographique maximale dans le cadre d'une évaluation comparative réalisée en fonction de préférences similaires en termes de régime alimentaire.

Comparativement aux poissons piscivores (le touladi, le doré jaune et le grand brochet), les concentrations movennes de mercure dans les tissus musculaires ainsi que les écarts des concentrations des grands corégones étaient généralement moins élevées d'au moins 50 % dans toutes les écozones (tableau 10.14). Malgré les concentrations moins élevées de mercure, il v a des signes similaires d'une évolution des concentrations à mesure que l'on va vers l'est, bien qu'elle soit moins prononcée que celle observée pour les poissons piscivores. Ceci est probablement dû à l'absence d'une bioamplification importante que connaissent les grands corégones, puisqu'ils se trouvent à des niveaux trophiques moins importants par rapport au doré jaune, au grand brochet ou au touladi (figure 10.13). Les concentrations les moins élevées de mercure trouvées dans les écozones suivantes: Bas-Arctique, Haut-Arctique, cordillère boréale, les plaines boréales, et l'écozone maritime du Pacifique (0,04 à 0,09 µg g-1 en poids humide),

TABLEAU 10.14 Récapitulatif des tailles (cm) moyennes (écarts), des concentrations moyennes (écarts) de mercure total (μg g⁻¹; en poids humide) et nombre d'échantillons (n) des muscles (avec la peau et sans la peau) du grand corégone (y compris des corégonidés et des ménominis) en fonction des principales écozones du Canada, selon la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons (1967 à 2010)

Écozone	Longueur	Mercure total	n	Références
Haut-Arctique	36,8 (9,7 – 57,3)	0,05 (0,02 – 0,13)	27	1, 4, 5, 55
Bas-Arctique	40,7 (10,9 – 95,0)	0.08 (< limite de détection -0.32)	465	1, 6, 10, 12 – 14, 18, 20, 21, 23, 25, 32, 111
Taïga de la cordillère	47,2 (38,4 - 61,4)	0,12 (0,08 – 0,17)	3	26, 28
Cordillère boréale	36,9 (8,9 – 56,4)	0,09 (< limite de détection $-0,57$)	272	26 – 28, 99, 112, 113
Région maritime du Pacifique	13,2 (5,1 – 31,5)	0,04 (0,01 – 0,29)	51	114, 115
Cordillère montagnarde	35,1 (11,7 – 59,6)	0,10 (< limite de détection $-0,45$)	545	27, 33, 34, 36 – 38, 68 – 71, 103, 115 – 120
Taïga des plaines	45,6 (18,9 – 70,6)	0,10 (< limite de détection - 1,37)	1 666	1, 39 – 41, 43, 44, 72, 74, 87, 121, 122, 123, 111
Plaines boréales	41,5 (6,8 – 86,8)	0,07 (0,01 – 0,78)	769	1, 34, 45, 46, 53, 54, 60, 75, 77, 79, 80 – 87, 90
Prairies	36,7 (14,9 – 89,4)	0,10 (0,02 – 0,49)	259	1, 45, 75, 101, 103
Taïga du Bouclier (région occidentale)	41,5 (5,2 – 71,7)	0,09 (< limite de détection – 1,17)	1 005	1, 23, 47 – 53, 72 92, 94, 104, 105, 124
Ouest du bouclier boréal	41,4 (13,8 – 82,6)	0.09 (< limite de détection -0.98)	1 751	1, 29, 45, 54, 55, 90, 93, 95 – 97, 124
Lac des Bois	44,5 (10,5 – 75,3)	0,12 (0,01 - 0,88)	1 274	1, 54, 55
Bouclier boréal (région centrale)	42,1 (8,1 – 99,7)	0,12 (0,01 – 1,29)	3 456	1, 6, 29, 32, 55, 57, 58
Plaines hudsoniennes	38,2 (11,7 – 64,1)	0,13 (0,02 – 0,7)	809	1, 6, 55, 98, 108, 109, 125
Bouclier boréal (région méridionale)	42,2 (11,8 – 77,0)	0,19 (0,01 – 1,60)	1 801	1, 6, 32, 55, 59
Plaines à forêts mixtes	47,2 (13,3 – 80,2)	0,05 (0,01 - 1,0)	1 815	1, 32, 55
Taïga du Bouclier (région orientale)	38,4 (8,7 – 67,2)	0,20 (< limite de détection – 3,73)	3 776	6, 32, 58, 61 – 66
Est du bouclier boréal	34,9 (11,5 – 91,3)	0,21 (0,01 – 2,40)	837	6, 32, 58, 61, 62, 67
Maritime de l'Atlantique	33,1 (20,5 – 46,0)	0,30 (0,12 – 0,77)	31	32, 126

Voir les tableaux 10.11, 10.12 et 10.13 pour les références 1 – 110.

^{111 –} Lockhart *et al.*, 1993; 112 – Triton Consultants Ltd., 2005; 113 – Robson et Weagle, 1978; 114 – Northcote *et al.*, 1975; 115 – Rescan Environmental Services Ltd., 2005b; 116 – Weech *et al.*, 2004; 117 – Baker 2001b; 118 – Hallam – Knight Piesold Ltd., 1997; 119 – Taseko Mines Ltd., 2007; 120 – Coombs et Grant, 1985; 121 Stewart *et al.*, 1997; 122 – Snowshoe et Stephenson, 2000; 123 – Beak Consultants Ltd., 1981; 124 – Bodaly *et al.*, 1988; 125 – MacDonell, 1992; 126 – Bailey, 1985

tandis que les concentrations les plus élevées ont été trouvées dans les régions méridionale et orientale du bouclier boréal, dans la région orientale du bouclier de la taïga et dans l'écozone maritime de l'Atlantique (0,19 à 0,30 µg g⁻¹ en poids humide).

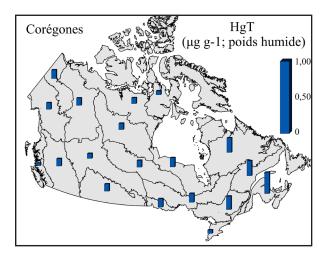


FIGURE 10.13 Concentrations moyennes de mercure total (µg g¹ en poids humide) dans les tissus musculaires du grand corégone, selon la base de données canadiennes sur les niveaux de mercure dans les poissons, regroupées par écozone. Les données et les sources sont indiquées dans le tableau 10.14. Remarque : Comprend les corégonidés et les ménominis.



10.3.3.5 Le meunier noir

Le meunier noir et le meunier rouge ont une importance commerciale relativement moindre au Canada (Scott et Crossman, 1973). Toutefois, ils sont beaucoup utilisés pour effectuer la biosurveillance des polluants issus de déversements industriels de bon nombre de régions. Le meunier rouge est considéré comme étant plus répandu que le meunier noir, bien que les différences semblent relativement faibles (Scott et Crossman, 1973). On trouve les deux espèces dans les lacs et les rivières de différentes tailles et profondeurs et aux différentes propriétés physicochimiques. Elles s'adaptent très aisément au choix du régime alimentaire, à la consommation d'invertébrés, aux œufs d'autres poissons, au zooplancton et aux macrophytes en décomposition (Scott et Crossman, 1973 et références dans le document). Contrairement aux piscivores et même au grand corégone, les concentrations moyennes de mercure chez le meunier des différentes écozones indiquent peu de variations géographiques (tableau 10.15 et figure 10.14). Les raisons de cette différence ne sont pas tout de suite évidentes, mais elles peuvent être liées à la stratégie de recherche de nourriture très flexible des meuniers (St. Jacques et al., 2000).

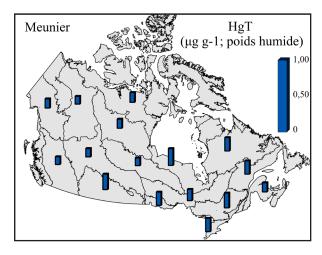


FIGURE 10.14 Concentrations moyennes de mercure total (μg g⁻¹ en poids humide) dans tout le corps et les tissus musculaires du meunier, selon la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons, regroupées par écozone. Les données et les sources sont indiquées dans le tableau 10.15. Remarque : Comprend le meunier rouge et le meunier noir.

TABLEAU 10.15 Récapitulatif des tailles (cm) moyennes (écarts), des concentrations moyennes (écarts) de mercure total (μg g⁻¹; en poids humide) et nombre d'échantillons (n) des muscles (avec la peau et sans la peau) et de corps entiers de meuniers (y compris le meunier noir et le meunier rouge) en fonction des principales écozones du Canada, selon la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons (1967 à 2010)

Écozone	Longueur	Mercure total	n	Références
Bas-Arctique	42,0 (7,0 – 54,1)	0,14 (0,04 – 0,35)	13	1, 6, 23, 25
Cordillère boréale	37,8 (16,2 – 56,2)	0,13 (0,03 – 0,37)	76	28, 26, 99
Cordillère montagnarde	37,2 (6,9 – 49,9)	0,11 (0,02 – 0,26)	13	60, 37, 127
Taïga des plaines	46,0 (25,7 - 64,1)	0,10 (0,01 - 0,40)	174	1, 40, 41, 43, 87, 99, 73, 74, 128
Plaine boréale	40,8 (6,9 – 73,0)	0.12 (< limite de détection – 1,76)	686	1, 45, 54, 60, 77, 78, 80, 87
Prairies	36,5 (5,6 – 60,1)	0,22 (< limite de détection – 1,2)	1,097	1, 45, 54, 75, 78, 91, 101 – 103, 129
Taïga du Bouclier (région occidentale)	48,6 (15,8 – 60,2)	0,13 (0,01 - 0,40)	26	1, 47
Ouest du bouclier boréal	41,2 (8,1 – 62,4)	0.11 (< limite de détection – 0.84)	1,017	1, 54, 55, 60, 106
Lac des Bois	42,3 (12,0 – 71,1)	0,19 (0,01 - 4,39)	1,954	1, 54, 55
Bouclier boréal (région centrale)	39,9 (10,9 – 58,1)	0,16 (0,01 - 1,40)	3,845	1, 6, 29, 32, 55, 57 – 59, 130
Plaines hudsoniennes	39,7 (12,0 - 56,0)	0,24 (0,02 – 0,94)	425	1, 6, 32, 55
Bouclier boréal (région méridionale)	37,8 (6,3 – 62,5)	0,21 (0,01 – 2,55)	2,262	1, 6, 32, 55, 59, 60, 130, 131
Plaines à forêts mixtes	37,5 (5,4 - 68,5)	0,19 (0,01 - 1,58)	3,133	1, 32, 55
Taïga du Bouclier (région orientale)	37,9 (7,0 - 63,5)	0,19 (0,01 - 1,83)	2,799	6, 32, 58, 61 – 65, 67
Est du bouclier boréal	33,3 (10,2 – 74,2)	0,19 (0,01 - 2,06)	940	6, 32, 58, 61, 62, 67
Maritime de l'Atlantique	33,5 (9,4 – 54,1)	0,13 (0,01 – 0,51)	364	32, 126, 132 – 137

Voir les tableaux 10.11 à 10.14 pour les références 1 – 126.

^{127 –} Singleton, 1983; 128 – Lafontaine et Wilson, 1993; 129 – Munro, 1985; 130 – Nadeau *et al.*, 1984; 131 Champoux, L., données non publiées; 132 – Peterson *et al.*, 1990; 133 – Barry et Curry, 1998; 134 – gouvernement du Nouveau-Brunswick, 1994; 135 – ministère des Pêches et de l'Aquaculture, données non publiées; 136 – Conestoga Rovers and Associates, 2007; 137 – Zitko *et al.*, 1971

10.3.3.6 La perchaude

La perchaude est une espèce importante de poisson gibier et de poisson de consommation dans bon nombre de régions canadiennes (Scott et Crossman, 1973). La perchaude est très tolérante à une grande variété de conditions environnementales. On peut la trouver dans différents habitats : des grands lacs aux étangs où l'eau est tiède en passant par les rivières tranquilles. Elle est très souvent abondante dans la plupart des habitats pouvant comprendre une portion importante servant de base pour la recherche de nourriture pour bon nombre de poissons piscivores plus grands tels que le doré jaune et le grand brochet (Scott et Crossman, 1973). La perchaude est généralement classée comme étant une espèce avec un comportement généraliste ayant des proies allant du zooplancton aux larves d'insecte en passant par les petits poissons. Dans certains cas, comme l'absence de poissons prédateurs de plus grande taille, la perchaude peut devenir le prédateur dominant et donc principalement être piscivore à cause du cannibalisme (Tarby, 1974).

La perchaude connaît aussi dans les différentes écozones une évolution de la concentration moyenne de mercure à mesure que l'on va vers l'est (tableau 10.16, figure 10.15). Toutefois, le faible échantillonnage dans certaines écozones (p. ex. la cordillère montagnarde, la région ouest du bouclier de la taïga) et le prélèvement de muscles et de corps entiers de poissons peuvent masquer l'évolution supposée. Les concentrations moyennes les plus élevées parmi les écozones ont été retrouvées dans la région orientale du bouclier boréal et dans l'écozone maritime de l'Atlantique (tableau 10.16).

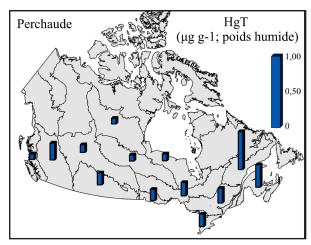


FIGURE 10.15 Concentrations moyennes de mercure total (μg g⁻¹ en poids humide) dans tout le corps et les tissus musculaires de la perchaude, selon la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons, regroupées par écozone. Les données et les sources sont indiquées dans le tableau 10.16.

10.3.3.7 L'omble chevalier

L'omble chevalier est un poisson indispensable pêché pour la subsistance, les loisirs et la consommation dans le nord du Canada. Parmi ses habitats figurent les lacs et les rivières d'eau douce, tandis que les populations anadromes passent la majeure partie de l'année dans les eaux douces et migrent vers l'océan en été pour se nourrir (Scott et Crossman, 1973). L'omble se nourrit d'invertébrés aquatiques. À mesure qu'il grandit, il devient de plus en plus piscivore. L'omble chevalier anadrome est un aliment traditionnel important que pêchent les collectivités côtières arctiques; il représente l'espèce dominante capturée lors des prises maritimes dans l'archipel Arctique (Zeller *et al.*, 2011).

Des enquêtes menées auparavant ont permis d'observer que l'omble chevalier anadrome est plus grand et a une concentration de mercure bien moins élevée que les populations vivant dans les lacs (Lockhart *et al.*, 2005a; Muir *et al.*, 1997; Swanson *et al.*, 2011). Les dernières activités de suivi des concentrations de mercure dans les muscles de l'omble chevalier anadrome ont permis de confirmer que les concentrations de mercure étaient faibles dans l'Arctique canadien (figure 10.16); les moyennes allant de 0,014 à 0,097 µg g⁻¹, en poids humide

TABLEAU 10.16 Récapitulatif des tailles (cm) moyennes (écarts), des concentrations moyennes (écarts) de mercure total (μg g⁻¹; en poids humide) et nombre d'échantillons (n) prélevés de muscles (avec la peau et sans la peau) et des corps entiers de la perchaude en fonction des principales écozones du Canada, selon la base de données canadienne sur les niveaux de mercure dans les poissons (1967 à 2010)

Écozone	Longueur	Mercure total	n	Référence
Région maritime du Pacifique	19,3 (11,2 – 35,8)	0,08 (0,05 – 0,18)	47	138
Cordillère montagnarde	19,5 (11,7 – 26,3)	0.24 $(0.09 - 0.50)$	3	37
Plaine boréale	22,0 (6,6 – 50,6)	0,11 (0,01 - 0,70)	735	1, 45, 54, 60,
Prairies	23,8 (9,1 – 34,4)	0.17 (< limite de détection – 0.62)	432	1, 45, 54, 91, 101
Taïga du Bouclier (région occidentale)	26.7 (22,7 – 31,8)	0.08 $(0.06 - 0.12)$	10	45
Ouest du bouclier boréal	18,0 (4,6 – 44,3)	$ 0.09 \\ (< limite de détection - 0.79) $	473	1, 45, 54, 55, 56, 60, 139
Lac des Bois	15,8 (3,3 – 34,8)	0,16 (0,01 - 0,91)	660	1, 54, 55
Bouclier boréal (région centrale)	19,5 (3,9 – 39,0)	0,19 (0,01 - 1,50)	1,301	1, 6, 32, 55, 57, 59, 60
Plaines hudsoniennes	13,8 (9,2 – 21,5)	0,10 (0,05 – 0,31)	57	6
Bouclier boréal (région méridionale)	17,1 (3,9 – 35,0)	0,21 (0,01 - 2,70)	2,774	1, 6, 32, 55, 59, 60, 110, 130, 131, 140, 141
Plaines à forêts mixtes	21,0 (7,8 – 49,6)	0,18 (0,01 - 2,12)	7,041	1, 6, 29, 32, 55
Est du bouclier boréal	20,8 (17,5 – 25,0)	0,54 (0,03 - 1,80)	9	32
Maritime de l'Atlantique	13,9 (4,5 – 32,1)	0,32 (< limite de détection – 2,67)	1,391	29, 32, 60, 132 – 137, 142 – 145

Voir les tableaux 10.11 à 10.15 pour les références 1 – 137.

138 – gouvernement de la Colombie-Britannique, données non publiées; 139 – Bodaly *et al.*, 1987; 140 – Ethier *et al.*, 2008; 141 – Scheuhammer et Graham, 1999; 142 – Carter *et al.*, 1998; 143 – Rutherford *et al.*, 1998; 144 – Kidd, K., données non publiées; 145 – Burgess et Hobson, 2006

(Evans et Muir, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010). Les différences spatiales relativement faibles des concentrations de mercure peuvent être dues aux facteurs présents sur place qui influencent le transport et la méthylation du mercure et de la structure du réseau trophique, au lieu d'une évolution spatiale à grande échelle.

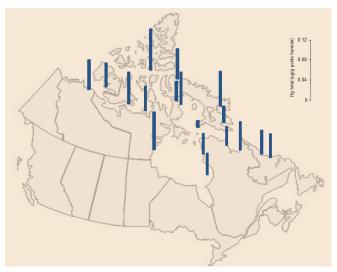


FIGURE 10.16 Concentrations moyennes de mercure totale dans les muscles ($\mu g g^{-1}$ en poids humide) chez l'omble chevalier anadrome au Canada, évaluées à 18 emplacements entre 2004 et 2009 (Evans et Muir, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010)

Une étude récente a permis d'explorer la différence des concentrations de mercure total entre l'omble chevalier anadrome et celui vivant en eau douce sur un gradient latitudinal dans l'est de l'Arctique depuis le lac Heintzelman, sur l'île d'Ellemesre au Nunavut à Nain au Labrador (van der Velden et al., 2012 et 2013b). L'étude intègre des comparaisons des concentrations de mercure chez l'omble chevalier et dans les réseaux trophiques marins et des lacs (van der Velden et al., 2013a). Les résultats ont confirmé que l'omble chevalier vivant dans les lacs était nettement plus petit que l'omble chevalier anadrome et avait des concentrations de mercure total bien plus importantes (figure 10.17). On observe des différences similaires de la taille du poisson et des concentrations de mercure total entre l'omble chevalier anadrome et l'omble chevalier confiné aux eaux intérieures dans la partie ouest de la région de Kitikmeot (Swanson et al., 2011). Au cours de cette étude, les auteurs ont découvert que l'omble

chevalier anadrome et les résidents (se rendaient vers la mer, mais n'y migraient pas), l'omble chevalier anadrome avait une concentration de mercure total bien moins élevée (0,04 µg g⁻¹ en poids humide) que l'omble confiné aux eaux intérieures (0,19 µg q⁻¹ en poids humide) pour une longueur à la fourche standard de 500 mm. Dans toutes les latitudes de l'est de l'Arctique, les concentrations de mercure total étaient plus élevées chez l'omble vivant dans les lacs que chez l'omble chevalier anadrome; les gradients latitudinaux n'étaient pas bien définis (figure 10.18) (van der Velden et al., 2013a,b). De même, Gantner et al., (2010b) n'ont découvert aucun signe d'un gradient latitudinal dans les concentrations de mercure total chez l'omble confiné aux eaux intérieures lorsque les concentrations ont été ajustées à la longueur.

Dans l'est de l'Arctique canadien, les différences de concentrations du mercure total entre l'omble chevalier anadrome et l'omble chevalier vivant dans les lacs ne peuvent être expliquées par les variations entre les populations : l'âge, la longueur à la fourche, la longueur selon l'âge ou la position au sein du réseau trophique (van der Velden et al., 2013b). Les différences portaient plutôt sur l'habitat propice à l'alimentation de l'omble chevalier où les concentrations de mercure total chez les proies à la base des réseaux trophiques marins étaient plus faibles qu'à la base des réseaux trophiques d'eau douce (van der Velden et al., 2013a). La conclusion de Swanson et al., (2011), conforme aux résultats obtenus à Labrador, indique que la position dans le réseau trophique ne pouvait expliquer les différences de concentrations de mercure total entre les différents cycles de vie de l'omble chevalier de la partie ouest de la région de Kitikmeot. Par contre, l'âge et le rapport carbone-azote des poissons (une estimation du contenu en lipides) étaient statistiquement liés aux concentrations plus élevées de mercure total chez l'omble confiné aux eaux intérieures par rapport à l'omble chevalier anadrome. Ces constatations laissent entendre que chez l'omble chevalier confiné aux eaux intérieures de la partie ouest de la région de Kitikmeot des taux de croissance plus lents et un mauvais état corporel résulteraient en une bioaccumulation du mercure plus importante.

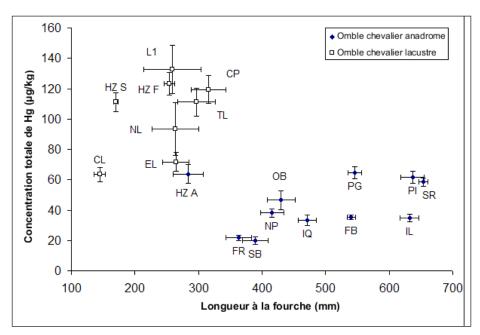


FIGURE 10.17 Liens entre la longueur à la fourche moyenne (± écart-type) et la concentration de mercure total dans les muscles (µg g⁻¹ en poids humide) chez les populations d'ombles chevaliers anadromes non piscivores, vivant dans les lacs (lacustres) de l'est de l'Arctique canadien (van der Velden et al., 2012 et 2013b)

Des codes permettent d'identifier ces emplacements : Heintzelman Lake – HZ A, fleuve Fraser, Nain Bay – FR, North Arm, Saglek Bay – SB, Okak Bay – OB, lac Iqalugaarjuit – IL, fjord Pangnirtung – PG, Iqaluit – IQ, embouchure de la rivière Salmon – PI, Nepihjee River – NP, Frobisher Bay – FB, rivière Salmon – SR, Heintzelman Lake (croissance rapide) – HZ F, Heintzelman Lake (croissance lente) – HZ S, Coady's Pond no2 – CP, Upper Nakvak Lake – NL, Esker Lake – EL, Tasiapik Lake – TL, Crazy Lake – CL, lac sans nom 1 – L1 (voir van der Velden et al., (2013b) pour obtenir plus de détails sur les sites d'échantillonnage).

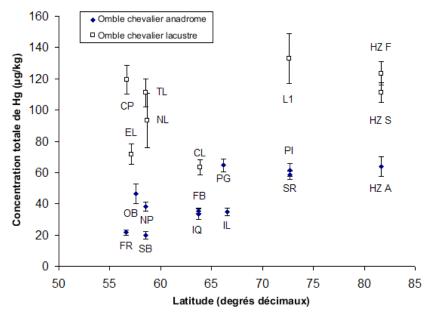


FIGURE 10.18 Liens entre les concentrations moyennes (± écart-type) de mercure total dans les muscles (µfdg g⁻¹ en poids humide) et latitude chez les populations d'ombles chevaliers anadromes non piscivores, vivant dans les lacs (lacustres) de l'est de l'Arctique canadien (van der Velden *et al.*, 2013b). Les codes identifient les sites indiqués dans la figure 10.17.

10.3.4 Les poissons de mer

Au Canada, il existe peu d'activités de suivi à long terme de la concentration de mercure chez les poissons marins (à l'exception de l'omble chevalier anadrome) qui permettent d'avoir de l'information utile sur les tendances temporelles et l'évolution spatiale ou sur les facteurs influençant les concentrations de mercure au sein des réseaux trophiques marins. Les activités de suivi réalisées par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (Santé Canada) sur la concentration de mercure chez les poissons marins vendus pour le commerce ne permettent pas nécessairement de recueillir de l'information sur les lieux de pêche, le sexe, l'âge, la taille, etc. des poissons (Dabeka et al., 2011). Il existe bon nombre d'études qui ont été menées sur les concentrations de mercure des poissons marins dans des zones d'étude précises et ce, aux mêmes périodes au Canada (p. ex, Campbell et al., 2005; Monosson et Lincoln, 2006; Stern et Macdonald, 2005), mais ces études n'indiquent pas l'information nécessaire permettant de faire un suivi de l'évolution spatiale de la concentration de mercure dans les océans du pays. Le suivi de l'évolution spatiale de la concentration de mercure chez les invertébrés marins n'a pas été effectué à l'échelle nationale, mais il a été réalisé à plus petite échelle dans le cadre du programme international GulfWatch pour la moule bleue, dans des endroits tels que le golfe du Maine, la baie de Fundy (Sunderland et al., 2012).

10.3.5 Les mammifères marins

Les mammifères marins se trouvant au niveau supérieur des réseaux trophiques marins sont des prédateurs. Par conséquent, ils ont généralement des concentrations élevées de mercure dans leurs tissus. Ils ont été utilisés en tant qu'espèces indicatrices pour les contaminants de la bioamplification, surtout en Arctique. La plupart des activités de suivi des concentrations de mercure chez les mammifères marins de l'Arctique ont été réalisées dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN) des Affaires autochtones et Développement du Nord Canada (AADNC, 2013). La biosurveillance du mercure dans l'Arctique canadien

contribue également aux initiatives internationales du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA) du Conseil de l'Arctique (PSEA, 2011). Les répercussions importantes que les changements climatiques peuvent avoir sur la future dynamique de mercure dans les écosystèmes de l'Arctique sont passées en revue par Stern *et al.*, (2012).

10.3.5.1 Le phoque annelé

Le phoque annelé est l'animal le plus abondant des mammifères marins arctiques; son aire de répartition est circumpolaire, ce qui en fait le candidat idéal pour étudier l'évolution spatiale des contaminants bioaccumulatifs. C'est une espèce clé pour la biosurveillance dans le cadre du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique et pour toutes les phases du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord. En raison de son abondance élevée, de sa répartition généralisée et de sa position centrale dans le réseau trophique, le phoque annelé joue un rôle important dans l'écologie des écosystèmes marins de l'Arctique (Smith et al., 1991). Le régime alimentaire du phoque annelé se compose de poissons, principalement la morue polaire, le saïda imberbe et les crustacés (amphipodes, mysidacés et euphausiacés) (Reeves, 1998). Les dernières mesures des acides gras dans la graisse du phoque annelé laissent entendre que la morue polaire est un aliment important du régime alimentaire du phoque surtout dans l'est de l'Arctique, tandis que le capelan et le lançon peuvent être des aliments plus importants du régime alimentaire du phoque de la baie d'Hudson (Thiemann et al., 2007). Les mesures des acides gras laissent également entendre que le phoque annelé recherche sa nourriture dans des zones délimitées (Thiemann et al., 2007), ce qui est cohérent avec les autres observations indiquant qu'il est relativement sédentaire. Le phoque mâle adulte pourrait occuper le même habitat sous la glace pendant neuf mois maximum, mais le jeune adulte parfois se disperse sur de longues distances (Reeves, 1998; Smith, 1987a). Certains mouvements à grande échelle ont été enregistrés : des îles de l'est de l'Arctique canadien à l'est du cap de Sibérie (Smith, 1987a) et entre le Groenland et les eaux canadiennes (Teilmann et al., 1999).

Les observations faites depuis 1970 ont permis de découvrir des concentrations élevées de mercure total dans le foie et les reins du phoque annelé (Muir *et al.*, 1992; Smith et Armstrong, 1978; Wagemann et Muir, 1984). Les premières évaluations indiquent également que les concentrations étaient chez le phoque annelé du sud de la mer de Beaufort (Sachs Harbour et Ulukhaktok) deux à trois fois plus élevées que chez celui se trouvant dans l'est de la partie canadienne de l'archipel Arctique (Muir *et al.*, 1992; Wagemann *et al.*, 1996); les concentrations étaient également dans la région de la baie d'Hudson/Labrador plus élevées que dans le sud de la baie d'Hudson (Dietz *et al.*, 1988; Muir *et al.*, 1999).

Les comparaisons spatiales des concentrations moyennes chez le phoque annelé sont difficiles en raison des concentrations de mercure qui peuvent varier en fonction de l'âge. Toutefois, les concentrations de mercure total dans les muscles du phoque indiquent aucune tendance générale qui dépend de l'âge (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, 2013). En moyenne, les concentrations de mercure total dans les muscles du

phoque étaient 32 fois moins élevées que dans le foie, prélevés au même endroit; des rapports similaires signalés ailleurs (Dehn *et al.*, 2005; Wagemann *et al.*, 1996). Dehn *et al.*, (2005) ont révélé que 81 % du mercure total présent dans les muscles étaient sous forme de méthylmercure.

L'évolution spatiale du mercure total dans les muscles du phoque annelé adulte a été examinée à l'aide de movennes aiustées à la longueur pour 12 populations de l'Arctique canadien pour lesquelles les données étaient disponibles après 1999 (figure 10.19). Les concentrations de mercure total dans les muscles varient considérablement entre les emplacements de l'Arctique de l'Ouest et de l'Arctique de l'Est et étaient bien plus élevées à Sachs Harbour, Ulukhaktok (Gaden et al., 2009). Resolute Bay et Qikiqtariuag en comparaison aux autres communautés où ont été effectués des prélèvements. Les facteurs contribuant à ces évolutions géographiques ne sont pas bien définis. Toutefois, on pourrait citer les différences de concentrations de mercure total dans l'eau de mer. les habitudes alimentaires et la structure du réseau trophique (p. ex. St. Louis et al., 2011).

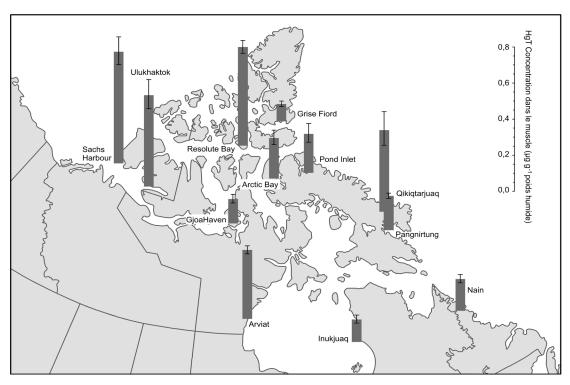


FIGURE 10.19 Concentrations de mercure total (moyennes géométriques ajustées en fonction de la longueur, intervalles de confiance de ± 95 %) dans les muscles du phoque annelé de l'Arctique canadien, entre 1999 et 2009 (Muir *et al.*, données non publiées)

Dans une autre étude réalisée au Labrador, des prélèvements ont été faits sur le phoque annelé en 2008 et en 2009 dans les fjords suivants : Nachvak, Saglek, Okak et Anaktalak (Brown et Reimer, données non publiées). Les concentrations moyennes de mercure total dans les muscles du phoque annelé étaient peu élevées et allaient de 0,13 à 0,23 µg/g (en poids humide) pour les quatre fjords.

10.3.5.2 Le béluga

Le béluga est le prédateur marin de niveau trophique supérieur de l'océan Arctique et de l'estuaire du Saint-Laurent au Canada. Il a des concentrations élevées de mercure dans ses tissus, ce qui présente des risques toxiques au béluga et aux prédateurs comme l'ours blanc et les Inuits qui consomment l'espèce (Dietz et al., 2013; Lockhart et al., 2005b). Tout comme les autres mammifères et oiseaux de mer, le béluga semble subir une démethylation du méthylmercure ingéré présent dans le foie. Par conséquent, le pourcentage de mercure total présent dans le foie du béluga sous forme de méthylmercure varie et se situe habituellement en dessous de 25 % (Wagemann et al., 1998).

Les concentrations de mercure dans le foie du béluga ont été surveillées pendant plusieurs décennies dans la région de l'Arctique canadien et de l'estuaire du Saint-Laurent au Québec (Béland et al., 1993; Wagemann et al., 1990). Dans l'Arctique, les concentrations de mercure total présentes dans le foie des bélugas ont été mesurées grâce aux animaux capturés lors des chasses dans la pure tradition inuite (Gaden et Stern, 2010). Toutefois, dans l'estuaire du SaintLaurent, les concentrations de mercure total dans le foie étaient mesurées à l'aide de bélugas morts qui ont échoué sur le littoral (Lebeuf et al., données non publiées). Les comparaisons spatiales entre le béluga de l'estuaire du Saint-Laurent et celui de la région arctique doivent être réalisées avec prudence, puisque les différences de concentrations de mercure total peuvent être en partie dues aux différentes facons de procéder à l'échantillonnage (p. ex. différences à cause de l'âge et de l'état de santé des cétacés entre les études). Néanmoins les concentrations de mercure total dans le foie du béluga de l'estuaire du Saint-Laurent et du sud de la mer de

Beaufort se ressemblent (figure 10.20). Dans la région arctique entre 2002 et 2009, les concentrations de mercure total dans le foie étaient plus élevées sur l'île Hendrickson, dans le sud de la mer de Beaufort qu'à Arviat, Sanikiluaq ou Pangnirtung (Gaden et Stern, 2010; Stern, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010). Cette constatation ressemble aux précédentes constatations faites à la suite d'activités de suivi dans l'Arctique (Lockhart *et al.*, 2005b). Loseto *et al.*, (2008a, b) ont découvert que dans la mer de Beaufort, les concentrations de mercure dans le foie du béluga étaient liées à la taille, aux habitudes alimentaires et à l'habitat de l'espèce.

Gaden et Stern (2010) laissent entendre que les modifications des saisons sans glace en raison des changements climatiques peuvent donner lieu à des changements chez le béluga de ses habitudes de recherche de la nourriture et donc de son exposition au mercure. Étant donné que les saisons sans glace ne seront pas régulières en Arctique, de tels changements peuvent altérer l'évolution spatiale de la concentration de mercure chez le béluga. Stern *et al.*, (2012) ont abordé un éventail bien plus large des effets éventuels des changements climatiques sur la dynamique du mercure dans les écosystèmes arctiques.

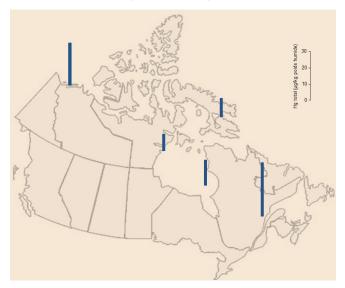


FIGURE 10.20 Concentrations moyennes de mercure total (μg/g, en poids humide) dans le foie du béluga au Canada. Échantillons prélevés dans la région arctique entre 2002 et 2009 (données de Gaden et Stern, 2010; Stern, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010). Échantillons prélevés dans l'estuaire du Saint-Laurent entre 1987 et 2008 (Lebeuf *et al.*, données non publiées).

10.3.5.3 L'ours blanc

L'ours blanc est le prédateur dominant de l'écosystème marin de l'Arctique. En raison de sa position au niveau supérieur du réseau trophique marin, ses concentrations de mercure sont parmi les plus élevées dans la région arctique (Dietz *et al.*, 2009; Muir *et al.*, 1999). L'ours blanc est dispersé dans la région circumpolaire; il s'agit donc d'une espèce sentinelle idéale ou d'une espèce idéale pour effectuer le suivi des contaminants.

Récemment, l'évolution spatiale du mercure total dans le foie de l'ours blanc a été étudiée grâce aux échantillons collectés entre 2005 et 2008 au Canada (Routti et al., 2011). Les concentrations de mercure total dans le foie ont été évaluées par rapport aux différences au sein de la structure du réseau trophique chez les sous-populations (estimées grâce aux rapports isotopiques δ 15N et δ 13C dans les tissus musculaires et les marqueurs d'acides gras dans les tissus adipeux) (Routti et al., 2012). Indépendamment de la sous-population, les concentrations de mercure total présentes dans le foie étaient fortement liées aux rapports isotopiques δ 13C et δ 15N, ce qui indique que les habitudes alimentaires et le niveau trophique des ours blancs influencent leur concentration de mercure total. Cette observation concorde avec les études antérieures où la bioamplification du mercure a été observée au sein du réseau trophique pour d'autres poissons et espèces sauvages de l'Arctique (Gaden et al., 2009; Loseto et al., 2008b; Muir et al., 2005). La figure 10.21 indique les concentrations



de mercure total dans le foie des ours blancs après avoir été modifiées en fonction de l'âge, du sexe, des sources de lipides et des sources de carbone (à l'aide des acides gras et du rapport isotopique δ 13C). Les concentrations movennes de mercure total modifiées étaient semblables pour la plupart des sous-populations canadiennes d'ours blancs. sauf pour celles du sud de la baie d'Hudson où les concentrations movennes étaient moins élevées que celles des sous-populations du nord de la mer de Beaufort et du détroit de Lancaster. Autre détail intéressant, il v a corrélation négative entre les concentrations de mercure total et les rapports isotopiques δ 13C dans les muscles, laissant entendre que les ours blancs se nourrissant dans des régions où les apports fluviaux de carbone terrestre plus importants peuvent contenir plus de mercure que les ours se nourrissant dans des régions où les apports en eau douce sont moins importants. Des études antérieures sur les ours blancs de l'Arctique canadien ont également signalé que les concentrations de mercure étaient les plus élevées chez la population de la mer de Beaufort et les plus faibles chez la population de la baie d'Hudson (Braune et al., 1991; Norstrom et al., 1986; Rush et al., 2008; St. Louis et al., 2011). Les constatations de Routti et al., (2012)

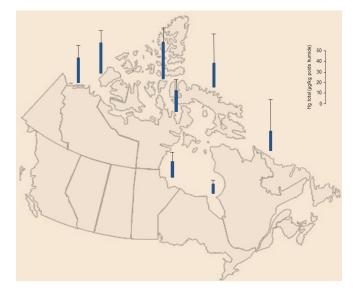


FIGURE 10.21 Concentrations géométriques moyennes de mercure total (μ g/g en poids humide, intervalles de confiance de \pm 95 %) dans le foie de l'ours blanc au Canada, entre 2005 et 2008. Toutes les concentrations de mercure total ont été modifiées en fonction du sexe, de l'âge, des sources de lipides et des sources de carbone (acides gras et rapport isotopique δ 13C) (adapté de Routti et al., 2012).

indiquent que la structure du réseau trophique et les habitudes alimentaires influent de façon considérable l'évolution géographique des concentrations de mercure total dans le foie des ours blancs, tout comme ce fut le cas d'autres études sur les ours blancs (Cardona-Marek *et al.*, 2009; Horton *et al.*, 2009; McKinney *et al.*, 2011; St. Louis *et al.*, 2011) et sur d'autres mammifères marins, dont le béluga (Loseto *et al.*, 2008a) et sur différentes espèces de phoques (Young *et al.*, 2010). Des concentrations élevées de mercure chez les mammifères marins de la mer de Beaufort peuvent en partie expliquer le mercure qui est transporté depuis la fleuve Mackenzie (Leitch *et al.*, 2007).

Il n'est pas surprenant que l'évolution spatiale des concentrations de mercure total dans le foie des ours blancs (figure 10.21) ressemble à celle du mercure total dans les muscles du phoque annelé (figure 10.19), puisque ce dernier est la proie principale des ours blancs de l'Arctique canadien (Thiemann *et al.*, 2008).

10.4 RÉCAPITULATIF ET PRINCIPALES LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES

10.4.1 Conclusions sur les concentrations et l'évolution du mercure

Les réseaux trophiques des écosystèmes aquatiques ont généralement plus de maillons, sont complexes, ce qui prouve une bioamplification importante du méthylmercure. Les concentrations de mercure dans bon nombre de systèmes aquatiques acides sont élevées et peuvent présenter des préoccupations de type toxicologique pour la faune aquatique et terrestre piscivores. Beaucoup de recherches canadiennes sur les concentrations de mercure au sein des réseaux trophiques aquatiques permettent de comprendre en profondeur les conditions actuelles régnant sur la majeure partie du pays. En revanche, les recherches sur le mercure au sein des réseaux trophiques terrestres sont en nombre plus

restreint au Canada; elles portent principalement sur l'Arctique. Les réseaux trophiques des écosystèmes terrestres ont tendance à être plus simples et à avoir moins de maillons, mais certains peuvent être plus complexes et peuvent occasionner une bioamplification importante du méthylmercure chez certains insectivores (p. ex. les oiseaux chanteurs et les chauves-souris) et rapaces. Toutefois dans la plupart des écosystèmes terrestres, les concentrations de mercure sont généralement faibles.

Les lichens et les mousses sont les seules végétations terrestres qui accumulent des quantités non négligeables de mercure, en raison de leur capacité à absorber le mercure présent dans l'atmosphère. La rareté des données disponibles sur la présence du mercure dans les végétations au Canada rend la tâche de la distinction de l'évolution géographique difficile. La comparaison des plantes de même genre entre les différents territoires et provinces révèle des concentrations similaires. Les macrophytes aquatiques semblent accumuler du mercure au moyen de l'absorption par les racines et de l'absorption directe; les concentrations peuvent être entre 10 et 100 fois plus importantes que celles des végétations terrestres. Tout comme la végétation terrestre, les données satisfaisantes pour évaluer l'évolution géographique de la concentration de mercure chez les plantes aquatiques sont rares. L'évolution spatiale se limite à la déduction de certaines élévations locales du mercure dans les environs de sources de mercure géologiques ou anthropiques connues. Le périphyton et les macroalques absorbent principalement du mercure de colonnes d'eau, mais les observations faites récemment indiquent que les communautés de périphyton peuvent offrir un habitat aux bactéries responsables de la méthylation produisant le méthylmercure.

Les oiseaux et les mammifères englobent un large éventail de niches écologiques qui peuvent considérablement influer sur les concentrations de mercure auxquelles ils sont exposés. Les oiseaux herbivores, dont les passereaux granivores et le gibier des hautes terres ont les concentrations de mercure les moins élevées, tandis que les insectivores et les carnivores ont plus ou moins les mêmes concentrations de mercure, indiquant qu'ils

occupent les mêmes positions au sein du réseau trophique. Les oiseaux piscivores, dont les oiseaux de mer, affichent les concentrations les plus élevées de mercure et valident par la même occasion la théorie des concentrations élevées de mercure chez les poissons souvent formulée. Les mammifères herbivores accumulent généralement de faibles quantités de mercure, sauf pour le caribou dont la nourriture en hiver consiste principalement en lichens riches en mercure. Avec le peu de données disponibles sur les mammifères terrestres, il semble que les insectivores accumulent bien plus de mercure que les herbivores, les omnivores et les carnivores. Parmi tous les mammifères terrestres pris en compte dans cette évaluation, seuls les chauves-souris, le caribou, le vison et la loutre ont des concentrations de mercure qui peuvent être évaluées. Bien que les données d'études canadiennes sur les concentrations de mercure chez les oiseaux chanteurs et les chauves-souris insectivores sont limitées, les études réalisées ailleurs en Amérique du Nord indiquent que l'exposition au méthylmercure chez ces espèces sauvages peut être aussi importante que celle des espèces piscivores.

Les invertébrés aquatiques et les poissons occupent un large éventail de niches écologiques. À ces différences écologiques s'ajoutent les variations physiques et chimiques dans l'environnement qui sont des facteurs importants dans la bioaccumulation du mercure au sein des réseaux alimentaires aquatiques. À partir du peu de données disponibles provenant d'études canadiennes, le zooplancton pélagique (eau libre) semble absorber plus de méthylmercure par rapport aux consommateurs primaires invertébrés tels que les amphipodes et les éphémères, les phryganes et les larves de moucheron aux bords des lacs (près des rivages). Les exceptions à cette tendance sont les prédateurs invertébrés tels que les larves de libellule, les gerris et les dytiques déprédateurs, qui en raison de leur position supérieure au sein du réseau trophique, ont des concentrations plus élevées de méthylmercure par rapport au zooplancton. On trouve généralement de faibles concentrations de mercure chez les poissons non piscivores tels que le grand corégone et le meunier, tandis que les piscivores tels que le touladi, le doré jaune et le grand brochet ont des concentrations de méthylmercure plus élevées.

Il existe des données satisfaisantes uniquement pour quelques groupes d'animaux au Canada qui permettent d'évaluer les variations géographiques dans le biote terrestre et le biote aquatique. Il existe une tendance générale selon laquelle les concentrations de mercure chez les invertébrés prédateurs et non prédateurs aquatiques augmentent à mesure que l'on va vers l'est et vers le sud du pays. L'interprétation de l'évolution spatiale devient confuse pour les poissons d'eau douce, les oiseaux et les mammifères à cause des échantillons prélevés non seulement à divers emplacements et à différentes saisons pour les deux sexes, mais aussi sur des périodes variées; en effet, il existe des preuves d'une variation temporelle du mercure chez certaines espèces. Une des approches permettant de minimiser ces facteurs menant à la confusion est de normaliser les différentes mesures du mercure chez les espèces indicatrices afin de devenir un indicateur commun ou normalisé qui autoriserait les comparaisons à grande échelle. En ce qui concerne les poissons d'eau douce. l'indicateur standard que représente la perchaude (Hg_{PROIE}) conçu pour l'évaluation des risques écologiques (voir le chapitre 13 et Depew et al., 2013b) est un exemple de ce type d'approche et offre une facon raisonnablement objective de comparer les évolutions spatiales du mercure dans le biote.

En général, l'évolution spatiale et la variabilité des concentrations de mercure dans le biote terrestre et le biote d'eau douce abordées dans ce chapitre peuvent être séparées en deux groupes distincts. Même avec ces groupes qui ont été formés de façon sommaire, des variations importantes des concentrations de mercure peuvent se produire en raison de facteurs hydrologiques et biogéochimiques, de la biologie propre aux espèces et, dans certains cas, de pollutions ponctuelles (dont les pollutions antérieures au mercure). Pour les espèces ou les biotes ayant une couverture géographique et dont la fréquence des échantillonnages est suffisante, on peut observer une tendance générale à d'échelle nationale qui révèle un gradient croissant de méthylmercure à mesure que l'on se dirige vers l'est. Cette tendance se répercute chez les prédateurs aquatiques invertébrés, dans le sang de la Grive de Bicknell et du Plongeon huard, dans les œufs du Pygargue à tête blanche, du Grand

Héron, du Plongeon huard et du Balbuzard pêcheur ainsi que dans les plumes de jeunes Balbuzards pêcheurs, de Pygargues à tête blanche adultes et de Plongeons huards adultes. Pour les principaux poissons piscivores, cette tendance est davantage marquée dans un plus grand nombre de sites au Canada. Par ailleurs, les insectes aquatiques prédateurs présentent une évolution croissante des concentrations de mercure à mesure que l'on va vers le sud, dans la partie tempérée du Canada, La constatation faite sur les concentrations de mercure les plus élevées observées dans les écozones forestières de l'est du Canada (p. ex. parties centrale et méridionale du bouclier boréal, région orientale du bouclier de la taïga, région orientale du bouclier boréal et écozone maritime de l'Atlantique) avant subi l'acidification anthropique (Jeffries et al., 2003) concorde avec les modèles conceptuels laissant entendre que le biote aquatique sera important dans les lacs oligotrophes des bassins versants couverts de forêts, particulièrement à cause de la présence de pH acide et de concentrations élevées de carbone organique dissous (Driscoll et al., 2007). Il existe une tendance générale de diminution du pH des lacs, à mesure que l'on va vers l'est du Canada (Jeffries et al., 2005), qui est très semblable à l'évolution spatiale des concentrations élevées de méthylmercure au sein des réseaux trophiques d'eau douce. Toutefois, il faut faire une analyse spatiale plus détaillée pour mieux comprendre les rôles des dépôts d'acides et de mercure, les développements humains, le climat, la géologie et les procédés écologiques conduisant aux concentrations élevées de mercure dans certaines parties du Canada.

Concernant les espèces qui sont moins représentées, l'évolution des variations régionales se produit et concorde bien avec les facteurs hypothétiques de l'évolution générale à l'échelle nationale. Bien qu'il n'existe aucune évolution géographique évidente des concentrations de mercure chez le vison ou la loutre au Canada, les variations géographiques à l'échelle régionale concordent généralement avec les facteurs hypothétiques de la présence du méthylmercure à grande échelle, notamment les dépôts atmosphériques, les pH acides, les concentrations de carbone organique dissous et les systèmes non productifs (Driscoll *et al.*, 2007; Evers *et al.*, 2007).

Il est également important de remarquer que la recherche de nourriture du biote à des niveaux trophiques inférieurs révèle souvent une évolution spatiale qui est atténuée ou non conforme à l'évolution observée chez le biote piscivore. Par exemple, on ne remarque aucune évolution géographique évidente des concentrations de mercure chez le caribou. Toutefois, les concentrations de mercure chez le caribou varient en fonction du sexe, de la saison de collecte des prélèvements, de l'évolution atmosphérique des dépôts de mercure ainsi que des conditions environnementales locales qui influent sur les concentrations de mercure dans le fourrage consommé en hiver; la présence de fourrage et la sélection des caribous sont également à prendre en compte. Il y aurait aussi l'arrivée du feuillage printanier et le passage ultérieur aux espèces fourragères où la concentration de mercure est plus faible. La concentration en mercure pourrait donc éventuellement être influencée par un changement climatique.

Bien que peu de poissons ou d'espèces sauvages de cette étude ont des concentrations de mercure approchant la limite considérée occasionner des répercussions mortelles ou nuisibles évidentes, on reconnaît que les concentrations de méthylmercure observées chez certaines espèces fauniques aquatiques et terrestres au Canada peuvent atteindre voire dépasser les seuils des effets sublétaux et éventuellement les effets néfastes sur les populations (voir le chapitre 12).

Les concentrations des mammifères marins de l'Arctique n'ont pas connu la même évolution spatiale que la faune aquatique, terrestre et d'eau douce. La concentration de mercure chez les mammifères marins de la mer de Beaufort a tendance à être plus élevée que celle des régions se trouvant plus à l'est ou plus au sud. Toutefois, on remarque des exceptions à cette tendance pour la plupart des espèces. Chez les mammifères marins, les différences spatiales de la concentration de mercure semblent être influencées par bon nombre de facteurs tels que l'âge, la taille, les habitudes alimentaires, la structure du réseau trophique local et les apports en mercure à l'échelle locale, sur le plan géologique et fluvial. Pour le phoque, le béluga, l'ours blanc et les autres

espèces arctiques, les changements climatiques peuvent avoir des répercussions importantes sur l'évolution spatiale de la concentration de mercure, en raison de leurs effets sur la température, la glace de mer, la productivité biologique, la structure du réseau trophique, l'utilisation de l'habitat et la dynamique du mercure.

10.4.2 Lacunes dans les données

Cette évaluation scientifique canadienne du mercure a généré et a réuni d'importants ensembles de données sur les émissions, les dépôts, la méthylation et la bioamplification du mercure dans bon nombre d'écosystèmes dans tout le pays. Toutefois, l'intégration de ces ensembles de données en vue d'une analyse spatiale détaillée et d'une modélisation doit encore être réalisée. C'est une occasion idéale pour permettre de mieux comprendre scientifiquement les facteurs actuels influant sur l'évolution spatiale de la concentration du mercure dans le biote canadien.

Il faut réaliser davantage de recherches pour évaluer les concentrations de mercure chez les insectivores au Canada. Les oiseaux chanteurs et les chauves-souris pourraient absorber des charges corporelles importantes de méthylmercure, surtout lorsqu'ils se nourrissent d'araignées et d'insectes se trouvant au stage aquatique. À l'heure actuelle, il existe peu de données d'études canadiennes sur ces espèces.

Bien que récemment l'accent ait été mis sur les voies de pénétration du mercure dans les écosystèmes forestiers, la dynamique de la voie de pénétration depuis l'atmosphère aux lichens puis au caribou n'est pas bien claire. Cette information est essentielle pour créer un modèle précis sur la concentration de mercure chez le caribou de la région arctique, modèle qui pourrait permettre de faire les prévisions nécessaires et d'estimer les répercussions des différentes politiques mondiales relatives au mercure sur cette importante source de nourriture dans les régions nordiques.

Une des principales lacunes en matière de connaissances sur les systèmes aquatiques est la compréhension générale des facteurs influant sur la pénétration du méthylmercure dans les niveaux inférieurs du réseau trophique. Ces lacunes sont en partie liées à la structure et à la fonction de l'écosystème terrestre, mais également aux facteurs physiques, chimiques et biologiques importants au sein des écosystèmes aquatiques. Une compréhension approfondie du lien entre ces environnements et les facteurs de la formation du méthylmercure permettra la conception de modèles de prévision pour le biote aquatique ainsi que l'identification des régions où l'on prévoit une concentration importante de méthylmercure.

L'importance du taux de méthylation du mercure et de la dynamique du réseau trophique sur les concentrations finales de mercure chez les prédateurs de niveau trophique supérieur souligne le rôle maieur que les changements climatiques et l'exploitation des ressources naturelles peuvent avoir à l'avenir. L'évolution spatiale du mercure dans le biote sera influencée par un climat changeant et par son impact sur la dynamique du mercure dans l'air, le sol et l'eau, le taux de méthylation du mercure par les bactéries, les changements de la productivité au sein de l'écosystème, la structure du réseau trophique et la dynamique énergétique, la répartition des espèces, l'abondance et les habitudes alimentaires. De même, le développement humain au Canada et dans le monde peut avoir des répercussions similaires sur l'évolution spatiale de la concentration du mercure dans le biote au Canada. L'absence de compréhension de ces changements futurs rend la prévision des changements des concentrations de mercure incertaine. Les recherches et le suivi dans ces régions peuvent réduire l'incertitude et améliorer la gestion de la prise de décision.

L'absence d'activités de suivi sur les répercussions écologiques des concentrations de mercure chez les poissons marins représente des « lacunes scientifiques » importantes au Canada. Aucune activité de suivi n'est actuellement menée pour évaluer l'évolution spatiale des concentrations de mercure chez les poissons marins à long terme. De même, il n'existe aucun programme de suivi systématique pour évaluer l'évolution des concentrations de mercure chez les mammifères marins à l'extérieur de l'Arctique, à l'exception du béluga de l'estuaire du Saint-Laurent. Sans programme de ce genre pour l'océan Atlantique et

l'océan Pacifique, il serait difficile d'évaluer l'efficacité des règlements en vigueur et des éventuels règlements en faveur de la réduction des concentrations de mercure au sein des écosystèmes marins au sud du Canada. Ce qui donne des conséquences non négligeables pour la santé des écosystèmes et celle des hommes. Pour beaucoup de Canadiens qui vivent en ville, les poissons marins sont la principale voie d'exposition au mercure (régime alimentaire).

10.4.3 Recommandations pour les futures activités de recherche et de surveillance

En plus de combler les lacunes des données observées plus haut, le suivi continuel des concentrations de mercure au sein des principaux biotes aquatiques et terrestres devrait être encouragé. Ce suivi permettra une prise de conscience de l'augmentation de la concentration du mercure chez une espèce particulière ou dans une région précise. Il permettra également de continuer à rassurer le public sur la surveillance continue du mercure dans l'environnement ainsi que dans les sources de nourriture traditionnelles et sauvages. Le suivi permettra également aux gestionnaires d'évaluer l'efficacité des mesures de la direction prises pour réduire les émissions de mercure ou les dépôts au Canada ou à l'étranger.

Les principaux biotes adaptés aux programmes de suivi à long terme devraient : 1) se trouver au Canada, 2) accumuler des concentrations mesurables de mercure, 3) permettre de facilement faire des prélèvements et 4) avoir de petits domaines vitaux ou des domaines vitaux raisonnablement stables. En gardant ces choses à l'esprit, parmi les recommandations d'espèces terrestres et aquatiques adaptées aux activités de suivi de la concentration du mercure au Canada figurent :

- le caribou : source importante de nourriture pour les habitants du Nord, sur lequel on peut facilement faire des prélèvements lors de collaborations avec des chasseurs;
- le vison et la loutre : sont exposés au mercure; il est possible de facilement faire des prélèvements lors de collaborations avec des chasseurs;

- le Plongeon huard : revient presque toujours sur le même site; la concentration de mercure dans le sang est liée à la concentration de mercure chez la proie à proximité des lacs où a lieu la nidification.
- les insectivores : il est nécessaire de faire un suivi des espèces indicatrices (p. ex. chauves-souris et oiseaux chanteurs insectivores) afin d'évaluer les changements de la concentration de mercure au sein des réseaux trophiques terrestres à risque élevé;
- le doré jaune et le grand brochet : ces poissons prédominants pêchés pour la subsistance, les loisirs et la consommation se trouvent au niveau supérieur du réseau trophique aquatique; ils font partie de bon nombre de programmes de suivi;
- la perchaude : espèce indicatrice importante largement étudiée dans le cadre de programmes de recherche et de suivi sur le mercure au Canada; elle est un indicateur utile de la concentration de mercure chez les poissons fourrages;
- les poissons marins : ces poissons prédominants pêchés pour la subsistance, les loisirs et la consommation se trouvent au niveau supérieur des réseaux trophiques marins; ils doivent donc être surveillés;
- les oiseaux de mer : ils sont des indicateurs de l'évolution à long terme de la concentration de mercure au sein des réseaux trophiques aquatiques des Grands Lacs ainsi que de l'océan Atlantique, de l'océan Pacifique et de l'océan Arctique;
- le phoque, le béluga et l'ours blanc : ce sont des espèces indicatrices qui se trouvent au niveau supérieur des réseaux trophiques marins; ils devraient être les meilleurs indicateurs des variations de concentrations du mercure dans les océans bordant le Canada. Il faut d'autres indicateurs pour faire le suivi de la concentration du mercure dans l'océan Atlantique et dans l'océan Pacifique.
- La moule : c'est une espèce indicatrice pour l'évolution spatiale de la contamination benthique au sein des écosystèmes marins et d'eau douce.

Il faut concevoir de nouveaux mécanismes dans tout le Canada afin d'encourager et de coordonner les activités de suivi des concentrations de mercure chez la faune aquatique et terrestre au sein d'organisations fédérales, provinciales, territoriales et de gouvernements autochtones, au sein d'universités et d'organisations non gouvernementales au moyen de méthodes cohérentes. Le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord est un exemple de ce genre d'activités de suivi coordonnées qui couvrent uniquement l'Arctique canadien et le Bas-Arctique. Les prochaines recherches devraient avoir pour objectif de combler les lacunes qui ont été repérées dans la précédente section :

- l'analyse spatiale et la modélisation des dépôts de mercure, la méthylation et la bioamplification afin de mieux comprendre les facteurs actuels de l'évolution spatiale des concentrations de mercure dans le biote au Canada;
- l'exposition au mercure et les risques auxquels s'exposent les espèces insectivores (p. ex. les chauves-souris et les oiseaux insectivores);
- l'amélioration des modèles recréant les écosystèmes pour la bioamplification du mercure au sein des différents réseaux trophiques (p. ex. dans les lichens et chez le caribou);
- les facteurs environnementaux influençant la pénétration du méthylmercure aux niveaux inférieurs des réseaux trophiques aquatiques;
- les répercussions des changements climatiques et du développement humain sur la dynamique future du mercure et sur l'évolution spatiale du mercure chez la faune aquatique et terrestre au Canada.

10.5 RÉFÉRENCES

Akearok J, Hebert CE, Braune BM, Mallory ML. 2010. Inter- and intraclutch variation in egg mercury levels in marine bird species from the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 408, 836 – 840.

Alberta Environment Centre. 1983. Chemical residues in fish tissues in Alberta. II: Mercury in the North Saskatchewan River. Alberta Research Council, Vegreville AB. 81pp.

Alberta Health and Wellness. 2009a. Human Health and Risk Assessment, Mercury in fish in rivers and lakes, Southern Alberta. 46pp.

Alberta Health and Wellness. 2009b. Lac St. Anne and Lac La Nonne. 46pp.

Alberta Health and Wellness. 2009c. Human Health and Risk Assessment: Mercury in fish in the Pine Coulee and Twin Valley Reservoirs.

Allard M, Stokes PM. 1989. Mercury in crayfish species from thirteen Ontario lakes in relation to water chemistry and smallmouth bass (*Micropterus dolimieui*) mercury. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 46, 1040-1046.

AMAP. 2011. AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway. 207pp.

Anderson MR. 2011. Duration and extent of elevated mercury levels in downstream fish following reservoir creation. River Systems 19, 167 – 176.

Ash GR, Harbicht S. 1991. Fisheries investigations at the Lupin Gold Mine, Contwoyto Lake, N.W.T. 1990. Final Report. Prepared for Echo Bay Mines Ltd. 55pp.

Aqualibrium Consulting Inc. 2002. Fish Mercury Database Summary – 2001. British Columbia. report for BC Hydro. 24 pp + App.

Azimuth Consulting Group Ltd. 2009. Meadowbank Gold Project: 2008 Fish - out of the northwest arm of Second Portage Lake. report for Agnico Eagle Ltd. 194pp.

Bailey HS. 1985. 1983 Toxic chemical survey: A survey of nine impoundments in the Saint John River basin. Inland Waters Directorate IWD-AR-WQB-85-88. 48 pp.

Baker SA. 1979. A survey of environmental mercury concentrations in Yukon Territory, 1977. Department of Environment, Environmental Protection Service, Yukon Branch Report No. 79-21.

Baker RF. 2001a. A regional survey of fish mercury concentrations — Pinchi Lake BC. A report prepared by EVS Environment Consultants, North Vancouver for Cominco Ltd., Vancouver BC.

Baker RF. 2001b. Carpenter Reservoir, Seton Lake and Bridge River: Metals and mercury concentrations in sediments and fish. report for BC Hydro, Burnaby BC by Aqualibrium Environmental Consulting Inc., Vancouver, BC.

Barghigiani C, Ristori T, Bauleo R. 1991. *Pinus* as an atmospheric Hg biomonitor. Environmental Science and Technology 12, 1175-1181.

Baril A, Elliott JE, Somers JD, Erickson G. 1990. Residue levels of environmental contaminants in prey species of the Peregrine Falcon, *Falco peregrinus*, in Canada. Canadian Field Naturalist 104, 273-284.

Barry E, Curry A. 1998. Mercury pathways and trophic interactions in New Brunswick Lake Study. Mercury in Atlantic Canada: A Progress Report. Environment Canada - Atlantic Region, Sackville, NB, p. 85-88

Basu N, Scheuhammer AM, Grochowina NM, Klenavic K, Evans RD, O'Brien M, Chan HM. 2005. Effects of mercury on neurochemical receptors in wild river otters (*Lontra canadensis*). Environmental Science and Technology 39, 3585-3591.

Basu N, Scheuhammer AM, Rouvinen-Watt K, Grochowina N, Evans RD, O'Brien M, Chan HM. 2007. Decreased N-methyl-Daspartic acid (NMDA) receptor levels are associated with mercury exposure in wild and captive mink. Neurotoxicology 28, 587-593.

Bates LM, Hall BD. 2012. Concentrations of methylmercury in invertebrates from wetlands of the Prairie Pothole Region of North America. Environmental Pollution 160. 153-160.

Beak Consultants Ltd. 1981. Prairie Creek Project: Fisheries and invertebrate studies, 1981. report for Cadillac Explorations Ltd. Calgary, AB. 62pp

Beak Consultants Ltd. 1989. Baseline Aquatic Environmental Studies, 1987-1988 Colomac Project, N.W.T. 48pp.

Beak Consultants Ltd. 1990. Kiggavik Uranium Project. Environmental Assessment. Supporting Document No 4: The Aquatic Environment. 212 pp.

Bearhop S, Waldron S, Thompson D, Furness R. 2000. Bioamplification of mercury in great skua *Catharacta* skua chicks: The influence of trophic status as determined by stable isotope signatures of blood and feathers. Marine Pollution Bulletin 40, 181–185.

Beck AE. 1984. Metals and organochlorine residues in fish from Lake Dauphin, Manitoba, 1984. Water Standards and Studies Division, Department of Environment Report No. 86-4.

Béland P, DeGuise S, Girard C, Lagace A, Martineau D, Michaud R, Muir DCG, Norstrom RJ, Pelletier E, Ray S, Shugart LR. 1993. Toxic compounds and health and reproductive effects in St. Lawrence beluga whales. Journal of Great Lakes Research 19, 766-775.

Belzile N, Chen Y-W, Gunn JM, Tong J, Alarie Y, Delonchamp T, Lang C-Y. 2006. The effect of selenium on mercury assimilation by freshwater organisms. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63, 1-10.

Bhavsar SP, Gerwutz SB, McGoldrick DJ, Kier MJ, Backus SM. 2010. Changes in mercury levels in Great Lakes fish between 1970s and 2007. Environmental Science and Technology 44, 3273 – 3279.

Bleakney S. 1954. Food habits of lake trout from Squaw Lake, northern Québec. Canadian Field Naturalist 68, 94.

Bloom NS. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49, 1010–1017.

Bodaly RA, Strange NE, Hecky RE, Fudge RJP, Anema C. 1987. Mercury content of soil, lake sediment, netplankton, vegetation, and forage fish in the area of the Churchill River Diversion, Manitoba 1981-1982. Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences 610. 33pp.

Bodaly RA, Strange NE, Fudge RJP. 1988. Mercury content of fish in Southern Indian lake and Issett reservoirs, northern Manitoba, before and after Churchill River diversion. Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 706. 59pp.

Bodaly RA, Rudd JWM, Fudge RJP, Kelly CA. 1993. Mercury concentrations in fish related to size of remote Canadian Shield lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50, 980-987.

Bodaly, RA, Jansen WA, Majewski AR, Fudge RJP, Strange NE, Derksen AJ, Green DJ. 2007. Postimpoundment time course of increased mercury concentrations in fish in hydroelectric reservoirs of northern Manitoba, Canada. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 53, 379 – 389.

Boudou A, Delnomdedieu M, Georgescauld D, Ribeyre F, Sauter E. 1991. Fundamental roles of biological barriers in mercury accumulation and transfer in freshwater ecosystems (analysis at organism, organ cell and molecular levels). Water Air and Soil Pollution 56, 807 – 822.

Bombosch S. 1983. Mercury- accumulation in game. In: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Ulrich, B. Pankrath J (Eds.). D. Reidel Publishing Company, Hingham, Mass. pp. 271-281.

Bowerman WW, Evans ED, Giesy JP, Postupalsky S. 1994. Using feathers to assess risk of mercury and selenium to bald eagle reproduction in the Great Lakes region. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 27, 294-298.

Braune BM. 2007. Temporal trends of organochlorines and mercury in seabird eggs from the Canadian Arctic, 1975 – 2003. Environmental Pollution 148, 599 – 613.

Braune BM, Norstrom RJ, Wong MP, Collins BT, Lee J. 1991. Geographical distribution of metals in livers of polar bears from the Northwest Territories, Canada. Science of the Total Environment 100, 283–299.

Braune BM, Malone BJ, Burgess NM, Ellitt JE, Garrity N, Hawkings J, Hines J, Marxhall H, Marshall WK, Rodrigue J, Wakeford B, Qayland M, Weseloh DV, Whitehead PE. 1999a. Chemical residues in waterfowl and gamebirds harvested in Canada, 1987-95. Technical Report Series Number 326, Canadian Wildlife Service, Environment Canada. 60 pp.

Braune B, Muir D, DeMarch B, Gamberg M, Poole K, Currie R, Dodd M, Duschenko W, Eamer J, Elkin B, Evans M, Grundy S, Hebert C, Johnstone R, Kidd K, Koenig B, Lockhart L, Marshall H, Reimer K, Sanderson J, Shutt L. 1999b. Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: a review. Science of the Total Environment 230, 145-207.

Brinkmann L, Rasmussen JB. 2012. Elevated mercury levels in biota along an agricultural land use gradient in the Oldman River basin, Alberta. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69, 1202-1213.

Brouard DD, Doyon JF, Schetagne R. 1994.

Amplification of mercury concentration in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) downstream from the La Grande 2 reservoir, James Bay, Québec. In: Mercury pollution: Integration and synthesis. Edited by: Watras, C.J., Huckabee, J.W. Lewis Publishers CRC Press, Boca Raton FL. Pp. 369 – 380.

Bruce WJ. 1979. Mercury content data for Labrador fishes, 1977-78. Fisheries and Marine Service Data Report 142.

Bujold R. 1995. Fish tissue quality Report 1994/1995 Hay River, NT. Environment Canada, Atmospheric Research Branch.

Burgess NM, Hobson KA 2006. Bioaccumulation of mercury in yellow perch (*Perca flavescens*) and common loon (*Gavia immer*) in relation to lake chemistry in Atlantic Canada. Hydrobiolgia 567, 275 – 282.

Burgess NM, Meyer MW. 2007. Methylmercury exposure associated with reduced productivity in common loons. Ecotoxicology 17, 183-191.

Burgess NM, Evers DC, Kaplan JD 2005. Mercury and other contaminants in common loons breeding in Atlantic Canada. Ecotoxicology 14: 241-252.

Burgess NM, Bond AL, Hebert CE, Neugebauer E, Champoux L 2013. Mercury trends in herring gull (*Larus argentatus*) eggs from Atlantic Canada, 1972 – 2008: temporal change or dietary shift? Environmental Pollution 172, 216 – 222.

Bustard and Associates Ltd. 2005. 2004 fisheries studies Morrison watershed. report for Pacific Booker Minerals Inc. July 2005. 124 pp.

Cabana G, Rassmussen JB. 1994. Modeling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. Nature 372, 255 – 257.

Campbell LM, Norstrom RJ, Hobson KA, Muir DCG, Backus S, Fisk AT. 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). Science of the Total Environment 351-352, 247-263.

Canamera Geological Ltd. 1998. 1996 Environmental Baseline Studies: 5034 Diamond Project. report for Monopros Ltd.

Cardona-Marek T, Knott KK, Meyer BE, O'Hara TM. 2009. Mercury concentrations in southern Beaufort Sea polar bears: variation based on stable isotopes of carbon and nitrogen. Environmental Toxicology and Chemistry 28, 1416–1424.

Carignan J, Sonke J. 2010. The effect of atmospheric mercury depletion events on the net deposition flux around Hudson Bay, Canada. Atmospheric Environment 44, 4372-4379.

Carter J, Drysdale C, Burgess NM, Beauchamp S, Brun G, d'Entremont A. 1998. Mercury concentrations in yellow perch from Kejimkujik National Park, Nova Scotia. Parks Canada, Technical Reports in Ecosystem Science Series, #031, Halifax, NS. Casselman JS, Schulte-Hostedde Al. 2004. Reproductive roles predict sexual dimorphism in internal and external morphology of lake whitefish; *Coregonus clupeaformis*. Ecology of Freshwater Fish 13, 217 – 222.

Champoux L, Rodrigue J, Trudeau S, Boily MH, Spear PA, Hontela A. 2005. Contamination and biomarkers in the great blue heron, an indicator of the state of the St. Lawrence River. Ecotoxicology 15, 83-96.

Champoux L, Masse DC, Evers D, Lane OP, Plante M, Timmermans STA 2006. Assessment of mercury exposure and potential effects on common loons (*Gavia immer*) in Québec. Hydrobiologia 567: 263-274.

Champoux L, Trudeau S, Fitzgerald G, Spear PA, Muir DCG. 2009. Contamination of and biomarkers in the Great Blue Heron, *Ardea herodias*, indicator species for the St. Lawrence River, 2001–2002. Canadian Wildlife Service Technical Report Series Number 501. 76 pp.

Chasar LC, Scudder BC, Stewart AR, Bell AH, Aiken GR. 2009. Mercury cycling in stream ecosystems 3: Trophic dynamics and methylmercury bioaccumulation. Environmental Science and Technology 43, 2733 – 2739.

Chen CY, Stemberger RS, Kamman N, Mayes BC, Folt CL. 2005. Patterns of Hg bioaccumulation and transfer in aquatic food webs across multi-lake studies in the northeast US. Ecotoxicology 14, 135 – 147.

Chételat J, Amyot M, Garcia E. 2011. Habitat-specific bioaccumulation of methylmercury in invertebrates of small mid-latitude lakes in North America. Environmental Pollution 159. 10-17.

Chiarenzelli J, Aspler L, Dunn C, Cousens B, Ozarko D, Powis K. 2001. Multi-element and rare earth element composition of lichens, mosses, and vascular plants from the Central Barrenlands, Nunavut, Canada. Applied Geochemistry 16, 245-270.

Choy ES, Gauthier M, Mallory ML, Smol JP, Douglas MSV, Lean D, Blais JM. 2010 An isotopic investigation of mercury accumulation in terrestrial food webs adjacent to an Arctic seabird colony. Science of the Total Environment 408, 1858-1867.

Chumchal MM, Rainwater TR, Osborn SC, Roberts AP, Abel MT, Cobb GP, Smith PN, Bailey, FC, 2011. Mercury speciation and bio-magnification in the food web of Caddo Lake, Texas and Louisiana, USA, a subtropical freshwater ecosystem. Environmental Toxicology and Chemistry 30, 1153-1162.

Cizdziel J, Hinners T, Cross C, Pollard J. 2003. Distribution of mercury in the tissues of five species of freshwater fish from Lake Mead, USA. Journal of Environmental Monitoring 5, 802-807.

Clayden MG, Kidd KA, Chételat J, Hall BD, Garcia E. 2013. Environmental, geographic and trophic influences on methylmercury concentrations in freshwater invertebrates. Ecotoxicology, *in review*.

Colby PJ, McNicol RE, Ryder RA 1979. Synopsis of biological data on the walleye *Stizostedion v. vitreum* (Mitchill 1918). FAO Fisheries Synopsis No 119. 139pp.

Coombs DMV, Grant DJ. 1985. A reconnaissance survey of Davie Lake. Recreational Fisheries Branch, Ministry of Environment and Parks. 37 pp.

Conestoga Rovers and Associates 2007. Focus Report. Toquoy Gold Project. Moose River Gold Mines, Nova Scotia. report for DDV Gold Ltd. 329pp.

Coquery M, Welbourn, PM. 1995. Hg uptake from contaminated water and sediment by the rooted and submerged macrophyte *Eriocaulon septangulaire*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 26, 335 – 341.

Crete M, Nault R, Walsh P, Benedetti JL, Lefebvre MA, Weber JP, Gagnon J. 1989. Variation in cadmium content of caribou tissues from northern Québec. Science of the Total Environment 80, 103-112.

Crête M, Lefebvre MA, Zikovsky L, Walsh P. 1992. Cadmium, lead, mercury and 137cesium in fruticose lichens of northern Québec. Science of the Total Environment 121, 217-230.

Cumberland Resources Ltd 2005. Meadowbank Gold Project. Baseline Aquatic Ecosystem Report. 117pp.

Cremona F, Planas D, Lucotte M. 2008. Assessing the importance of macroinvertebrate trophic dead ends in the lower transfer of methylmercury in littoral food webs. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65, 2043 – 2052.

Cremona, F., Hamelin, S., Planas, D., Lucotte, M. 2009. Sources of organic matter and methylmercury in littoral macroinvertebrates: a stable isotope approach. Biogeochemistry. DOI: 10,1007/s10533-009-9309-9.

Cristol DA, Brasso RL, Condon AM, Fovargue RE, Friedman SL, Hallinger KK, Monroe AP, White AE. 2008. The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. Science 320, 335.

Dabeka RW, McKenzie AD, Forsyth DS. 2011. Levels of total mercury in predatory fish sold in Canada in 2005. Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment 28, 740-743.

Daoust P-Y, Conboy G, McBurney S, Burgess N. 1998. Interactive mortality factors in common loons from Maritime Canada. Journal of Wildlife Diseases, 34: 524-531.

Dastoor AP, Laroque Y. 2004. Global circulation of atmospheric mercury: a modelling study. Atmospheric Environment 38, 147-161.

DeBeers Canada Inc. 2010. Gacho Kue Project Environmental Impact Statement: Annex J. Fisheries and Aquatic Resources Baseline.

Dehn LA, Sheffield GG, Follmann EH, Duffy LK, Thomas DL, Bratton GR, Taylor RJ, O'Hara TM. 2005. Trace elements in tissues of phocid seals harvested in the Alaskan and Canadian Arctic: Influence of age and feeding ecology. Canadian Journal of Zoology 83, 726-746.

Depew DC, Burgess NM, Anderson MR, Baker R, Bhavsar SP, Bodaly RA, Eckley CS, Evans MS, Gantner N, Graydon JA, Jacobs K, LeBlanc JE, St. Louis VL, Campbell LM. 2013a. An overview of Hg concentrations in freshwater fish species: A national fish mercury dataset for Canada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 70, 436-451.

Depew DC, Burgess NM, Campbell LM. 2013b. Modeling mercury concentrations in prey fish: Derivation of a national-scale common indicator of dietary mercury exposure for piscivorous fish and wildlife. Environmental Pollution 176, 234-243.

DesGranges JL, Rodrigue J, Tardif B, Laperle M. 1998. Mercury accumulation and biomagnification in ospreys (*Pandion haliaetus*) in the James Bay and Hudson Bay regions of Québec. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 35, 330–341.

Desrosiers M, Planas D, Mucci A. 2006a. Short term responses to watershed logging on biomass mercury and methylmercury accumulation periphyton in boreal lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63, 1734 – 1745.

Desrosiers M, Planas D, Mucci A. 2006b. Total mercury and methylmercury accumulation in periphyton of Boreal Shield Lakes: Influence of watershed physiographic characteristics. Science of the Total Environment 355, 247-258.

Diamond ML, Meech JA. 1984. An environmental investigation of the Kognak River at Cullaton Lake Gold Mines. Dept. of Mining Engineering, Queen's University, Kingston, ON. 151pp.

Diavik Diamond Mines Ltd. 2009. Diavik Diamond Mine Aquatic Effects Monitoring Program 2008 Annual Report. 767pp.

Dietz R, Pacyna J, Thomas DJ, Asmund G, Gordeev V, Johansen P, Kimstach V, Lockhart L, Pfirman SL, Riget F, Shaw G, Wagemann R, White M. 1988. Heavy metals, AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway. pp. 373–524.

Dietz R, Outridge PM, Hobson KA. 2009. Anthropogenic contributions to mercury levels in present-day Arctic animals — A review. Science of the Total Environment 407, 6120–6131. Dietz R, Sonne C, Basu N, Braune B, O'Hara T, Letcher RJ, Scheuhammer T, Andersen M, Andreasen C, Andriashek D, Asmund G, Aubail A, Baagøe H, Born EW, Chan HM, Derocher AE, Grandjean P, Knott K, Kirkegaard M, Krey A, Lunn N, Messier F, Obbard M, Olsen MT, Ostertag S, Peacock E, Renzoni A, Rigét FF, Skaare JU, Stern G, Stirling I, Taylor M, Wiig T, Wilson S, Aars J. 2013. What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota? Science of the Total Environment 443, 775-790.

Dominguez L, Montevechi WA, Burgess NM, Brazil J, Hobson KA. 2003. Reproductive success, environmental contaminants, and trophic status of nesting bald eagles in eastern Newfoundland, Canada. Journal of Raptor Research 37, 209-218.

Douglas, T.A., Loseto, L.L., MacDonald, R.W., Outridge, P., Dommergue, A., Poulain, A., Amyot, M., Barkay, T., Berg, T., Chetelat, J., Constant, P., Evans, M., Ferrari, C., Gantner, N., Johnson, M.S., Kirk, J., Kroer, N., Larose, C., Lean, D., Nielsen, T.G., Poissant, L., Rognerud, S., Skov, H., Sørensen, S., Wang, F., Wilson, S., Zdanowicz, C.M. 2012. The fate of mercury in Arctic terrestrial and aquatic ecosystems, a review. Environmental Chemistry 9, 321-355.

Driscoll CT, Han YJ, Chen CY, Evers DC, Lambert KF, Holsen TM, Kamman NC, Munson RK. 2007. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the northeastern United States. BioScience 57, 17-28.

Dunbar MJ, Hildebrand, HH. 1952. Contribution to the study of the fishes of Ungava Bay. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 9, 83- 128. Ecological Stratification Working Group. 1995. A National Ecological Framework for Canada. Agriculture & Agri-Food Canada and Environment Canada, Ottawa, ON.

Edmonds ST, Evers DC, Cristol DA, Mettke-Hofmann C, Powell LL, McGann AJ, Armiger JW, Lane OP, Tessler, DF, Newell P, Heyden K, O'Driscoll NJ. 2010. Geographic and seasonal variation in mercury exposure of the declining Rusty Blackbird. Condor 112, 789-799.

Edmonds ST, O'Driscoll NJ, Hillier NK, Atwood JL, Evers DC. 2012. Factors regulating the bioavailability of methylmercury to breeding rusty blackbirds in northeastern wetlands. Environmental Pollution 171, 148-154.

Elkin BT, Bethke RW. 1995. Environmental contaminants in caribou in the Northwest Territories, Canada. Science of the Total Environment 160/161, 307-321.

Elliott JE, Butler RW, Norstrom RJ, Whitehead PE. 1989. Environmental contaminants and reproductive success of great blue herons *Ardea herodias* in British Columbia, 1986-87. Environmental Pollution 59, 91-176.

Elliott, JE, Norstrom RJ, Smith GEJ. 1996. Patterns, trends, and toxicological significance of chlorinated hydrocarbon and mercury contaminants in bald eagle eggs from the Pacific Coast of Canada, 1990-1994. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 31, 354-367.

Elliott JE, Machmer MM, Wilson LK, Henny CJ. 2000. Contaminants in ospreys from the Pacific Northwest: II. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, and mercury, 1991–1997. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 38, 93–106.

Ethier AL, Scheuhammer AM, Bond DE. 2008. Correlates of mercury in fish from lakes near Clyde Forks, Ontario, Canada. Environmental Pollution 154, 89 – 97.

Evans CA, Hutchinson TC. 1996. Mercury accumulation in transplanted moss and lichens at high elevation sites in Québec. Water, Air, and Soil Pollution 90, 475-488.

Evans MS, Muir DCG. 2005. Temporal trends and spatial variations in persistent organic pollutants and metals in sea-run char from the Canadian Arctic. Synopsis of Research Conducted under the 2004-2005 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 17–26.

Evans MS, Muir DCG. 2006. Temporal trends and spatial variations in persistent organic pollutants and metals in sea-run char from the Canadian Arctic. Synopsis of Research Conducted under the 2005-2006 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 109–118.

Evans MS, Muir DCG. 2007. Temporal trends and spatial variations in persistent organic pollutants and metals in sea-run char from the Canadian Arctic. Synopsis of Research Conducted under the 2006-2007 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 98–112.

Evans MS, Muir DCG. 2008. Temporal trends and spatial variations in persistent organic pollutants and metals in sea-run char from the Canadian Arctic. Synopsis of Research Conducted under the 2007-2008 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 83–93.

Evans MS, Muir DCG. 2009. Temporal trends and spatial variations in persistent organic pollutants and metals in sea-run char from the Canadian Arctic. Synopsis of Research Conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 137–144.

Evans MS, Muir DCG. 2010. Temporal trends and spatial variations in persistent organic pollutants and metals in sea-run char from the Canadian Arctic. Synopsis of Research Conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 142–150.

Evans RD, Addison EM, Villeneuve JY, MacDonald KS, Joachim DG. 1998a. An examination of spatial variation in mercury concentrations in otter (*Lutra canadensis*) in south-central Ontario. Science of the Total Environment 213, 239-245.

Evans MS, Lockhart WL, Klaverkamp J. 1998b. Metal studies of water, sediments and fish from the Resolution Bay Area of Great Slave Lake: Studies related to the decommissioned Pine Point Mine. NWRI Contribution No 98-87. 209pp. Evans MS, Muir D, Lockhart WL, Stern, G. 1998c. Metal and persistent organochlorine pollutant (POP) concentrations in four species of predatory fish from Resolution Bay, Great Slave Lake: summer 1996 studies. NWRI contribution No. 98-93.

Evans RD, Addison EM, Villeneuve JY, MacDonald KS, Joachim DG. 2000. Distribution of inorganic and methylmercury among tissues in mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*). Environmental Research Section A 94, 133-139.

Evers DC, Kaplan JD, Meyer MW, Reaman PS, Braselton WE, Major A, Burgess N, Scheuhammer AM. 1998. A geographic trend in mercury measured in common loon feather and blood. Environmental Toxicology and Chemistry 17, 173–183.

Evers DC, Taylor KM, Major A, Taylor RJ, Poppenga RH, Scheuhammer AM. 2003. Common loon eggs as indicators of methylmercury availability in North America. Ecotoxicology 12, 69–81.

Evers DC, Burgess NM, Champoux L, Hoskins B, Major A, Goodale WM, Taylor RJ, Poppenga R, Daigle T. 2005. Patterns and interpretation of mercury exposure in freshwater avian communities in northeastern North America. Ecotoxicology 14, 193–221.

Evers DC, Han YJ, Driscoll CT, Kamman NC, Goodale MW, Lambert KF, Holsen TM, Chen CY, Clair TA, Butler T. 2007. Biological mercury hotspots in the northeastern United States and southeastern Canada. BioScience 57, 29-43.

EVS Consultants 1998. Baseline fisheries inventory of Second Portage, Third Portage, and Tehek lakes. Meadowbank Project, Nunavut. Prepared for Cumberland Resources Ltd. 74pp.

Fimreite N. 1974. Mercury contamination of aquatic birds in northwestern Ontario. Journal of Wildlife Management 38, 120–31.

Fisk AT, Hobbs KE, Muir DCG (editors). 2003. Contaminant levels and trends in the biological environment, In: Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. 202 pp.

Fleck JA, Grigal DF, Nater EA. 1999. Mercury uptake by trees: an observational experiment. Water Air and Soil Pollution 115, 513-523.

Fortin C, Beauchamp G, Dansereau M, Larivière, Bélanger D. 2001. Spatial variation in mercury concentrations in wild mink and river otter carcasses from the James Bay Territory, Québec, Canada. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 40, 121-127.

Fournier F, Karasov WH, Kenow KP, Meyer MW, Hines RK. 2002. The oral bioavailability and toxicokinetics of methylmercury in common loon (*Gavia immer*) chicks. Comparative Biochemistry and Physiology Part A 133, 703–714.

Fox GA, Yonge KS, Sealy SG 1980. Breeding performance, pollutant burden and eggshell thinning in common loons *Gavia immer* nesting on a boreal forest lake. Ornis Scandinavia 11:243–248.

Frank R, Van Hove Holdrinet M, Rapley WA. 1975. Residue of organochlorine compounds and mercury in birds' eggs from the Niagara peninsula, Ontario. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 3, 205-218.

Frank R, Van Hove Holdrinet M, Suda P. 1979. Organochlorine and mercury residues in wild mammals in southern Ontario, Canada 1973-74. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 22, 500-507.

Frank R, Lumsden H, Barrt JE, Braun HE. 1983. Residues of organochlorine insecticides, industrial chemicals, and mercury in eggs and in tissues taken from healthy and emaciated common loons, Ontario, Canada, 1968-1980. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 12: 641-654.

Friedli HR, Radke LF, Payne NJ, McRae DJ, Lynham TJ, Blake TW. 2007. Mercury in vegetation and organic soil at an upland boreal forest site in Prince Albert National Park, Saskatchewan, Canada. Journal of Geophysical Research 112, G01004, doi:10.1029/2005JG000061.

Gaden A, Ferguson SH, Harwood L, Melling H, Stern GA. 2009. Mercury trends in ringed seals (*Phoca hispida*) from the western Canadian Arctic since 1973: Associations with length of ice-free season. Environmental Science and Technology 43, 3646-3651.

Gaden A, Stern GA. 2010. Temporal trends in beluga, narwhal and walrus mercury levels: links to climate change. In: Ferguson SH, Loseto LL, Mallory ML, editors. A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay, Springer, . pp. 197–216.

Gamberg M. 1992. Survey of contaminants in the Finlayson Caribou Herd, Ross River, Yukon Territory. Technical Report TRC-93-2. Dept. of Renewable Resources, Whitehorse, Yukon. 64 pp.

Gamberg M. 2006 Porcupine caribou monitoring program. Synopsis of research conducted under the 2005-2006 Northern Contaminants Program. Department of Indian Affairs and Northern Development Ottawa, Canada. pp. 119-124.

Gamberg M. 2008. Arctic caribou and moose contaminant monitoring program. Synopsis of research conducted under the 2007-2008 Northern Contaminants Program. Department of Indian Affairs and Northern Development Ottawa, Canada. pp. 108-113.

Gamberg M. 2009a. Mercury in caribou forage. Synopsis of research conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Department of Indian Affairs and Northern Development Ottawa, Canada. pp. 226-231.

Gamberg M. 2009b. Arctic moose and caribou contaminant monitoring program. Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Department of Indian Affairs and Northern Development Ottawa, Canada. pp. 179-184.

Gamberg M. 2010. Arctic caribou and moose contaminant monitoring program. *In* Synopsis of Research: Conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Government of Canada. pp. 186-195.

Gamberg M, Braune BM. 1999. Contaminant residue levels in arctic wolves (*Canis lupus*) from the Yukon Territory, Canada. Science of the Total Environment 243/244 329-338.

Gamberg M, Scheuhammer AM. 1994. Cadmium in caribou and muskoxen from the Canadian Yukon and Northwest Territories. Science of the Total Environment 143, 221-234.

Gamberg M, Braune B, Davey E, Elkin B, Hoekstra PF, Kennedy D, Macdonald C, Muir D, Nirwal A, Wayland M, Zeeb B. 2005a. Spatial and temporal trends of contaminants in terrestrial biota from the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 351/352, 148–164

Gamberg M, Boila G, Stern G, Roach P. 2005b. Cadmium, mercury and selenium concentrations in mink (*Mustela vison*) from Yukon, Canada. Science of the Total Environment 351/352, 523-529.

Gamberg M, Palmer M, Roach P. 2005c. Temporal and geographic trends in trace element concentrations in moose from Yukon, Canada. Science of the Total Environment 351/352, 530-538.

Gantner N, Power M, Iqualuk D, Meili M, Borg H, Sundbom M, Solomon KR, Lawson G, Muir DC. 2010a. Mercury concentrations in landlocked arctic char (*Salvelinus alpinus*) from the Canadian Arctic: Part I: Insights from trophic relationships in 18 lakes. Environmental Toxicology and Chemistry 29, 621 – 632.

Gantner N, Muir DC, Power M, Iqaluk D, Reist JD, Babaluk JA, Meili M, Borg H, Hammar J, Michaud W, Dempson B, Solomon KR. 2010b. Mercury concentrations in landlocked arctic char (*Salvelinus alpinus*) from the Canadian arctic. Part II: Influence of lake biotic and abiotic characteristics on geographic trends in 27 populations. Environmental Toxicology and Chemistry 29, 633-643.

Garcia E, Carignan R. 2005. Mercury concentrations in fish from forest harvesting and fire impacted Canadian boreal lakes compared using stable isotopes of nitrogen. Environmental Toxicology and Chemistry 24, 685-693.

Garcia E, Carignan R, Lean DRS. 2007. Seasonal and inter-annual variations in methyl mercury concentrations in zooplankton from boreal lakes impacted by deforestation or natural forest fires. Environmental Monitoring and Assessment 131, 1-11.

Garrett CL. 1985. Chemicals in the environment: Pacific and Yukon Region 1. Mercury. Chemicals in the Environment Summary Report. Environment Canada, Pacific and Yukon Region. 38 pp.

Gartner Lee Ltd. 2005 Anvil Range Mine Complex
- Terrestrial Effects Study: Investigation into Metal
Concentrations in Vegetation, Wildlife and Soils. report
for Deloitte & Touche Inc., Toronto, Ontario. 131 pp.

Gartner Lee Ltd 2007. Aquatic Baseline Study: Technical Report for the WO Diamond Project 2006. 66pp.

Gilbert FF, Nancekivell EG. 1982. Food habits of mink *Mustela vison* and otter *Lutra canadensis* in northeastern Alberta. Canadian Journal of Zoology 60, 1282-1288.

Golder and Associates Ltd. 1999. Oil Sands Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) 1998. Submitted to RAMP Steering Committee. 259 pp.

Golder and Associates Ltd. 2002. Oil Sands Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) 2001 Volume 1. Chemical and Biological Data. Submitted to RAMP Steering Committee. 351 pp.

Golder and Associates Ltd. 2003. Oil Sands Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) 2002. Submitted to RAMP Steering Committee. 589 pp.

Golder and Associates Ltd. 2009. 2009 Annual Aquatic Effects Monitoring Program Report. Appendix K. Prepared for Diavik Diamond Mines. 796pp.

Golder and Associates Ltd 2010a. Aquatic Baseline Synthesis Report. Meliadine Gold Project. report for Comaplex Minerals Corporation. 938pp.

Golder and Associates Ltd 2010b. Aquatic Baseline Report for the proposed NICO project. report for Fortune Minerals. 710pp.

Goldstein RM, Brigham ME, Stauffer JC. 1996. Comparison of mercury concentrations in liver, muscle, whole bodies, and composites of fish from the Red River of the North. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53, 244-252.

Government of New Brunswick. 1994. Government of New Brunswick Fish Health Study 1994 Data. NB Department of Environment, Fredericton, NB.

Graydon JA, St. Louis VL, Hintelmann H, Lindberg SE, Sandelands KA, Rudd JW, Kelly CA, Hall BD, Mowat LD. 2008. Long-term wet and dry deposition of total and methyl mercury in the remote boreal ecoregion of Canada. Environmental Science and Technology 42, 8345-8351.

Graydon JA, St. Louis VL, Hintelmann, H, Lindberg, SE, Sandilands, KA, Rudd JWM, Kelly CA, Tate MT, Krabbenhoft DP, Lehnherr I. 2009. Investigation of uptake and retention of atmospheric Hgt (II) by boreal forest plants using stable Hg isotopes. Environmental Science and Technology 43, 4960-4966.

Graydon, J.A., St. Louis, V.L., Lindberg, S.E., Sandilands, K.A., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Harris, R., Tate, M.T., Krabbenhoft, D.P., Emmerton, C.A., Asmath, H., Richardson, M. 2012. The role of terrestrial vegetation in atmospheric Hg deposition: Pools and fluxes of spike and ambient Hg from the METAALICUS experiment. Global Biogeochemical Cycles 26, GB1022. doi:10.1029/2011GB004031

Green DJ. 1990. Updated summary of fish mercury data collected from six lakes on the Rat-Burntwood and Nelson River systems, 1983–1989. Manitoba Natural Resources Fisheries Branch Manuscript Report No. 90–10.

Grigal DF, 2002. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: a review. Environmental Reviews 10, 1-39.

Grigal DF, Kolka RK, Fleck JA, Nater EA. 2000. Mercury budget of an upland-peatland watershed. Biogeochemistry 50, 95-109. Haines KJR, Evans RD, O'Brien M, Evans HE. 2010. Accumulation of mercury and selenium in the brain of river otters (*Lontra canadensis*) and wild mink (*Mustela vison*) from Nova Scotia, Canada. Science of the Total Environment 408, 537-542.

Hall BD, Rosenberg DM, Wiens AP. 1998. Methyl mercury in aquatic insects from an experimental reservoir. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55, 2036-2047.

Hall BD, St. Louis VL. 2004. Methylmercury and total mercury in plant litter decomposing in upland forests and flooded landscapes. Environmental Science and Technology 38, 5010-5021.

Hall BD, Cherewyk KA, Paterson MJ, Bodaly RA. 2009. Changes in methyl mercury concentrations in zooplankton from four experimental reservoirs with differing amounts of carbon in the flooded catchments. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 66, 1910-1919.

Hallam Knight Piesold Ltd. 1997. Fisheries data from the Prosperity Project Area 1996 Data report. report for Taseko Mines Ltd.

Hamelin S, Amyot M, Barkay T, Wang Y, Planas D. 2011. Methanogens: Principal methylators of mercury in lake periphyton. Environmental Science and Technology 45, 7693-7700.

Hamilton M, Scheuhammer A, Basu N 2011. Mercury, selenium and neurochemical biomarkers in different brain regions of migrating common loons from Lake Erie, Canada. Ecotoxicology 20: 1677-1683.

Hammer UT, Merkowsky AT, Huang PM. 1988. Effects of oxygen concentrations on release of mercury from sediments and accumulation of *Ceratophyllum demersum* and *Anodonta grandis*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 17, 257-262.

Harding LE. 2004. Environmental contaminants in wild martens (*Martes americana*) and wolverines (*Gulo luscus*). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 73, 98–105.

Harding LE, Harris ML, Elliott JE. 1998. Heavy and trace metals in wild mink (*Mustela vison*) and river otter (*Lontra Canadensis*) captured on rivers receiving metals discharges. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 61, 600-607.

Harding KM, Gowland JA, Dillon PJ. 2006. Mercury concentration in black flies *Simulium* spp. (Diptera, Simuliidae) from soft-water streams in Ontario, Canada. Environmental Pollution 143. 529-535.

Harris, R.C., Rudd, J.W., Amyot, M., Babiarz, C.L., Beaty, K.G., Blanchfield, P.J., Bodaly, R.A., Branfireun, B.A., Gilmour, C.C., Graydon, J.A., Heyes, A., Hintelmann, H., Hurley, J.P., Kelly, C.A., Krabbenhoft, D.P., Lindberg, S.E., Mason, R.P., Paterson, M.J., Podemski, C.L., Robinson, A., Sandilands, K.A., Southworth, G.R., St Louis, V.L., Tate, M.T., 2007. Whole-ecosystem study shows rapid fish-mercury response to changes in mercury deposition. Proceedings of the National Academy of Sciences (USA) 104, 16586-16591.

Harrison SE, Dutton MD, Hunt RV, Klaverkamp JF, Lutz A, MacDonald WA, Majewski HS, Wesson LJ 1989. Metal concentrations in fish and sediment from lakes near Flin-Flon, Manitoba. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 747.

Hartman KJ, Margraf FJ 1992. Effects of prey and predator abundance on prey consumption and growth of walleyes in western Lake Erie. Transactions of the American Fisheries Society 121, 240 – 260.

Hatfield Consultants Ltd. 2006. Fish health of Richardson (Jackfish) Lake and Old Fort River. report for Athabasca Chipweyan First Nation. 58pp + App.

Health and Welfare Canada 1980. Report of mercury testing and surveillance program activities for 1980. North-east zone, Medical Services, Health and Welfare Canada.

Henderson BA, Collins N, Morgan GE, Vaillancourt A. 2003. Sexual size dimorphism of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 60, 1345 – 1352.

Hertam S, Aiken J. 2011. Meadowbank Division: 2010 Fish-out of the Bay-Goose Basin in Third Portage Lake. Report for Agnico Eagle Ltd. 776pp.

Hickey MBC, Fenton MB, MacKonald KC, Soulliere C. 2001. Trace elements in the fur of bats (Chiroptera: *Vespertilionidae*) from Ontario and Québec, Canada. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 66, 699-706.

Hintelmann H, Harris R, Heyes A, Hurley JP, Kelly CA, Krabbenhoft DP, Lindberg S, Rudd JWM, Scott KJ, St. Louis VL. 2002. Reactivity and mobility of new and old mercury deposition in a boreal forest ecosystem during the first year of the METAALICUS study. Environmental Science and Technology 36, 5034-5040.

Hoekstra PF, Braune BM, Elkin B, Armstrong FAJ, Muir DCG. 2003. Concentrations of selected essential and non-essential elements in arctic fox (*Alopex lagopus*) and wolverines (*Gulo gulo*) from the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 309, 81–92.

Horton TW, Blum JD, Xie ZQ, Hren M, Chamberlain CP. 2009. Stable isotope food-web analysis and mercury biomagnification in polar bears (*Ursus maritimus*). Polar Research 28, 443–454.

Hughes KD, Ewins PJ, Clark KE. 1997. A comparison of mercury levels in feathers and eggs of osprey (*Pandion haliaetus*) in the North American Great Lakes. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 33, 441-452.

Hydro Québec et Genivar Groupe Conseil Inc.2005. Complexe de la Romaine: Mercure dans la chair des poissons. Rapport Sectoriel. 156pp.

Jackson AK, Evers DC, Etterson MA, Condon AM, Folsom SB, Detweiler J, Schmerfeld J, Cristol DA. 2011. Mercury exposure affects the reproductive success of a free-living terrestrial songbird, the Carolina wren (*Thryothorus Iudovicianus*). Auk 128, 759-769.

Jackson F. 1996. A metal and trace element evaluation in Kam and Grace lakes. Water Resources Division, Indian and Northern Affairs Canada. 145 pp.

Jacobs GR, Madenjian CP, Bunnell DB, Holuszko JD. 2010. Diet of lake trout and burbot in northern Lake Michigan during spring: Evidence of ecological interaction. Journal of Great Lakes Research 36, 312 – 317.

Jacques Whitford Ltd. 2006. Statistical analysis of mercury data from Churchill Falls (Labrador) Corporation reservoirs. In Environmental Impact Statement for the lower Churchill Hydroelectric Generation Project. 215pp.

Jardine TD, Kidd KA, Cunjak RA, Arp PA. 2009. Factors affecting water strider (Hemiptera: Gerridae) mercury concentrations in lotic systems. Environmental Toxicology and Chemistry 28, 1480-1492.

Jeffries DS, Brydges TG, Dillon PJ, Keller W. 2003. Monitoring the results of Canada/U.S.A acid rain control programs: some lake responses. Environmental Monitoring and Assessment 88, 3-196.

Jeffries, D.S., McNicol, D.K., Weeber, R.C. 2005. Effects on aquatic chemistry and biology. In: Morrison, H.A., Carou, S. (Eds.), 2004 Canadian Acid Deposition Science Assessment, Environment Canada, Downsview, ON. pp. 203-278.

Jin A. 2002. A Study to Evaluate the Association Between Adverse Health Effects Reflected in Elevated Hospitalization Rates and Industrial Contaminants in the Inhabited and Traditional Territory of Tl'azt'en Nation – Phases I and II. Synopsis report prepared for National First Nations Environmental Contaminants Program, Health Canada. 9 pp.

Jin A. 2003. Nak'azdli Nay Yun Nzoo environmental contaminants project . Synopsis report prepared for National First Nations Environmental Contaminants Program, Health Canada. 3 pp.

Jin A. 2005. Environmental Contaminants Project Nay Yun Nzoo (Phase I). Synopsis report prepared for National First Nations Environmental Contaminants Program, Health Canada. 3 pp. Kainz M, Mazumder A. 2005. Effect of algal and bacterial diet on methyl mercury concentrations in zooplankton. Environmental Science and Technology 39, 1666-1672.

Kamman NC, Burgess NM, Driscoll CT, Simonin HA, Goodale W, Linehan J, Estabrook R, Hutcheson M, Major A, Scheuhammer AM, Scruton DA. 2005. Mercury in freshwater fish of northeast North America - a geographic perspective based on fish tissue monitoring databases. Ecotoxicology 14, 163-180.

Kelsall JP. 1968. The Migratory Barren-Ground Caribou of Canada. Monograph No. 3, Canadian Wildlife Service, Ottawa, Canada.

Kim EY, Murakami T, Saeki K, Tatasukawa R. 1996. Mercury levels and its chemical form in tissues and organs of seabirds. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 30, 259-266.

Klenavic K, Champoux L, O'Brien M, Daoust P-Y, Evans RD, Evans HE. 2008. Mercury concentrations in wild mink (*Mustela vison*) and river otters (*Lontra canadensis*) collected from eastern and Atlantic Canada: relationship to age and parasitism. Environmental Pollution 156, 359-366.

Kucera E. 1983. Mink and otter as indicators of mercury in Manitoba waters. Canadian Journal of Zoology 61, 2250-2256.

Kucera E. 1986. Mercury in mink, otter, and small mammals from the Churchill River Diversion, Manitoba. *In* Canada-Manitoba Agreement on the study and monitoring of mercury in the Churchill River Diversion. Technical Appendices to the Summary Report. Vol. 4.

Kwan KHM, Chan HM, de Lafontaine Y. 2003. Metal contamination in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) along the St. Lawrence River. Environmental Monitoring and Assessment 88, 193-219.

Lafontaine CN, Wilson A. 1993. Heavy metal evaluation for fish samples from the South Nahanni River. 9 pp + App.

Lafontaine CN. 1994a. Port Radium - Deerpass Bay 1993 Final Draft. Field Methods, Analytical Methods, and evaluation of Metal data. Arctic Environmental Strategy NWT Water Component.

Lafontaine CN. 1994b. An evaluation of the metal concentrations in the tissues of five fish species under the influence of metal contaminated tailings of Discovery mine, Giauque Lake NWT, 1992. report for Water Resources Division, Indian and Northern Affairs Canada.

Lafontaine CN. 1994c. An evaluation of the metal concentrations in the muscle and liver tissues of four species of fish from Kam Lake, NWT, 1998, 1990-91. 112pp

Lafontaine CN. 1997. Fort Resolution Fish Monitoring Program (1992-1993). Concentrations of metals and trace elements in muscle and liver of fish collected from Great Slave Lake, Fort Resolution Area, NWT. Final Report. report for Department of Indian Affairs, 139pp.

Lagler KF. 1956. The pike, *Esox lucius* in relation to waterfowl on Seney National Wildlife Refuge, Michigan. Journal of Wildlife Management. 20, 114 – 124

Lane OP, O'Brien KM, Evers DC, Hodgman TP, Major A, Pau N, Ducey MJ, Taylor R, Perry D. 2011. Mercury in breeding saltmarsh sparrows (*Ammodramus caudacutus caudacutus*). Ecotoxicology 20, 1984-1991.

Langlois C, Langis R. 1995. Presence of airborne contaminants in the wildlife of northern Québec. Science of the Total Environment 160/161, 391-402.

Langlois C, Langis R, Pérusse M. 1995. Mercury contamination in northern Québec environment and wildlife. Water Air and Soil Pollution 80, 1021-1024. M

Lariviere S, Walton W L.1998. *Lontra canadensis*. Mammalian Species 587, 1-8.

Larter NC, Nagy JA. 1997. Peary caribou, muskoxen and Banks Island forage: assessing seasonal diet similarities. Rangifer 17, 9-16.

Larter NC, Nagy JA. 2000. A comparison of heavy metal levels in the kidneys of high Arctic and mainland caribou populations in the Northwest Territories of Canada. Science of the Total Environment 246, 109-119.

Larter NC, Nagy JA, Elkin BT, Macdonald CR. 2010. Differences in radionuclide and heavy metal concentrations found in the kidneys of barren-ground caribou from the western Northwest Territories 1994/95 to 2000/01. Rangifer 30, 61-66.

Lavoie RA, Champoux L, Rail J-F, Lean DRS. 2010. Organochlorines, brominated flame retardants and mercury levels in six seabird species from the Gulf of St. Lawrence (Canada): Relationships with feeding ecology, migration and molt. Environmental Pollution. 158, 2189 – 2199.

Lawler GH 1965. The food of the pike, *Esox lucius*, in Hemming Lake, Manitoba. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 22, 1357 – 1377.

Lawrence AL, Mason RP. 2000. Factors controlling the bioaccumulation of mercury and methylmercury by the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus*. Environmental Pollution 111. 217 – 231.

Lee YH, Bishop K, Munthe J. 2000. Do concepts about catchment cycling of methylmercury and mercury in boreal forest catchments stand the test of time? Six years of atmospheric inputs and runoff export at Svartberget, Northern Sweden. Science of the Total Environment 260, 11-20.

Leitch DR, Carrie J, Lean DRS, Macdonald R, Stern AG, Wang F. 2007. The delivery of mercury to the Beaufort Sea of the Arctic Ocean by the Mackenzie River. Science of the Total Environment 373, 178–195.

Lockerbie DM. 1987. A chemical characterization of water, sediment and biota from five Labrador - Québec transboundary basins. Technical Report IW/L-AR-WQB-87-120

Lockhart WL, Muir DCG, Wagemann R, Reist JD. 1993. Chemical contaminants in broad whitefish from the Inuvialuit settlement region and mercury in arctic char from rivers near Holman. Report to the Fisheries Joint Management Committee of the Inuvialut Settlement Region. 32pp.

Lockhart WL, Stern GA, Low G, Hendzel M, Boila G, Roach P, Evans MS, Billeck BN, DeLaronde J, Friesen S, Kidd K, Atkins S, Muir DCG, Stoddart M, Stephens G, Stephenson S, Harbicht S, Snowshoe N, Grey B, Thompson S, DeGraff N. 2005a. A history of total mercury in edible muscle of fish from lakes in northern Canada. Science of the Total Environment 351-352, 427-463.

Lockhart WL, Stern GA, Wagemann R, Hunt RV, Metner DA, DeLaronde J, *et al.* 2005b. Concentrations of mercury in tissues of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from several communities in the Canadian Arctic from 1981 to 2002. Science of the Total Environment 351-352, 391–412.

Lokken JA, Finstad GL, Kunlap K, Duffy LK. 2009. Mercury in lichens and reindeer from Alaska: 2005-2007 pilot survey. Polar Record 45, 368-374.

Loseto LL, Stern GA, Deibel D, Connelly TL, Prokopowicz A, Lean DRS, *et al.* 2008a. Linking mercury exposure to habitat and feeding behaviour in Beaufort Sea beluga whales. Journal of Marine Systems 74, 1012–1024.

Loseto LL, Stern GA, Ferguson SH. 2008b. Size and biomagnification: How habitat selection explains beluga mercury levels. Environmental Science & Technology 42, 3982–3988.

Luten JB, Ruiter A, Ritskes TM, Rauchbaar AB, Riekwel-Booy G. 1980. Mercury and selenium in marine and freshwater fish. Journal of Food Science 45, 416–419.

MacCrimmon HR, Wren CD, Gots BL 1983. Mercury uptake by lake trout, *Salvelinus namaycush*, relative to age, growth, and diet in Tadenac Lake with comparative data from other Precambrian Shield Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 40, 114-120

Macdonald CR, Elkin BT, Roach P, Gamberg M, Palmer M. 2002. Inorganic elements in caribou in the Yukon, NWT, and Nunavut from 1992 to 2000: Spatial and temporal trends and the effect of modifying factor. report for the Northern Contaminants Program, Ottawa, ON. 32 pp.

MacDonell DS. 1991. Enumeration and biological description of migrating fish in the Limestone river, Manitoba, 1990. A North/South Consultants Report for Manitoba Hydro. 86pp.

MacDonell DS. 1992. Lower Nelson river tributary fish utilization studies: Angling and Kaiskwasotasine rivers 1991. report for Manitoba Hydro by North/South Consultants Inc. 85pp

MacDonell DS. 1993. Lower Nelson river tributary fish utilization studies: Weir, Kaiskwasotasine and Roblin rivers, and Broten creek, 1992. report for Manitoba Hydro by North South Consultants Inc. 123pp.

MacNeil JD, Patterson JR, Fesser AC, Salisbury CD, Tessaro SV. 1987. Trace metal and persistent organochlorine levels in wood bison (*Bison bison athabascae*) from the Mackenzie Bison Sanctuary. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 30, 145-153.

Madsen, ER, Stern, HS. 2007. Time trends of methylmercury in walleye in northern Wisconsin: A hierarchical Bayesian analysis. Environmental Science and Technology 41, 4568 – 4573.

Mainstream Aquatics Ltd. 2006. Jericho Diamond Project 2005 Aquatic Effects Monitoring Program Report. report for Tahera Diamond Corporation. 202pp.

Mallory ML, Braune BM. 2012. Tracking contaminants in seabirds of Arctic Canada: Temporal and spatial insights. Marine Pollution Bulletin 64, 1475-1484.

Mallory ML, Wayland M, Braune BM, Drouillard KG. 2004. Trace elements in marine birds, arctic hare and ringed seals breeding near Qikiqtarjuaq, Nunavut, Canada. Marine Pollution Bulletin 49, 119-141.

Martin PA, McDaniel TV, Hughes KD, Hunter B. 2011. Mercury and other heavy metals in free-ranging mink of the lower Great Lakes basin, Canada, 1998-2006. Ecotoxicology 20, 1701-1712.

Mason RP, Reinfelder JR, Morel FMM. 1995. Bioaccumulation of mercury and methylmercury. Water Air and Soil Pollution 80: 915 – 921.

Mason RP, Abbott ML, Bodaly RA, Bullock Jr, OR, Driscoll CT, Evers DC, Lindberg SE, Murray M, Swain EB. 2005. Monitoring the response to changing mercury deposition. Environmental Science and Technology 39, 14A - 22A.

McKinney MA, Letcher RJ, Aars J, Born EW, Branigan M, Dietz R, *et al.* 2011. Regional contamination versus regional diet differences: Understanding geographic variation in brominated and chlorinated contaminant levels in polar bears. Environmental Science & Technology 45, 896–902.

Mierle G, Addison EM, MacDonald KS, Joachim DG. 2000. Mercury levels in tissues of otters from Ontario, Canada: variation with age, sex, and location. Environmental Toxicology and Chemistry 19, 3044-3051.

Milan I. 2009. Can mercury levels in bat species along the St. Lawrence River in Ontario be used as an effective biomarker in assessing ecosystem health? M.Sc. Thesis. School of Environment and Sustainability, Royal Roads University. 118 pp.

Minns CK, Moore JE, Shuter BJ, Mandrak NE. 2008. A preliminary national analysis of some key characteristics of Canadian lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65, 1763-1778.

Minaskuat Limited Partnership. 2008. Existing mercury concentrations in osprey and ecological risk assessment. Environmental baseline report LCP 535743. report for Newfoundland and Labrador Hydro. 50 pp.

Moore JW, Ramamoorthy S, Sharma A. 1986. Mercury residues in fish from twenty four lakes and rivers in Alberta. Alberta Envrionmental Centre, Vegreville, AB. 93p. AECV86-R4.

Moore TR, Bubier JL, Heyes A, Flett RJ. 1995. Methyl and total mercury in boreal wetland plants, Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. Journal of Environmental Quality 24, 845-850.

Monosson E, Lincoln D. 2006. Comparison of PCBs, organochlorine pesticides, and trace metals in cod liver from Georges Bank and Stellwagen Bank, USA and Canada. Marine Pollution Bulletin 52, 591-597.

Monson BA, Staples DF, Bhavsar SP,Holsen TM, Schrank CS, Moses SK, McGoldrick DJ, Backus SM, Williams KA. 2011. Spatio-temporal trends of mercury in walleye and largemouth mass from the Laurentian Great Lakes region. Ecotoxicology 20, 1555-1567.

Morrissey CA, Bendell-Young LI, Elliott JE. 2004. Linking contaminant profiles to the diet and breeding location of American dippers using stable isotopes. Journal of Applied Ecology 41, 502–512.

Mortimer DC. 1985. Freshwater aquatic macrophytes as heavy metal monitors – the Ottawa River experience. Environmental Monitoring and Assessment. 5, 311 – 323.

Muir DCG, Wagemann R, Hargrave BT, Thomas DJ, Peakall DB, Norstrom RJ. 1992. Arctic marine ecosystem contamination. Science of the Total Environment 122, 75–134.

Muir D, Kidd KA, Lockhart WL. 1995. Analysis of food web and sediment samples from Peter Lake for Toxaphene, heavy metals and bone collagen. report for Department of Indian and Northern Development, Water Resources Division.

Muir DCG, Braune BM, DeMarch B, Norstrom R, Wagemann R, Gamberg M, *et al.* 1997. Chapter 3. Ecosystem Uptake and Effects. In: Jensen J, Adare K, Shearer R, editors. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 191–294.

Muir D, Braune B, DeMarch B, Norstrom R, Wagemann R, Lockhart L, Hargrave B, Bright D, Addison R, Payne J, Reimer K. 1999. Spatial and temporal trends and

effects of contaminants in the Canadian Arctic marine ecosystem: A review. Science of the Total Environment 230, 83-144.

Muir DCG, Wang XW, Bright D, Lockhart L, Kock G. 2005. Spatial and temporal trends of mercury and other metals in landlocked char from lakes in the Canadian Arctic archipelago. Science of the Total Environment 351, 464–478.

Muir, D. C. G., M. Kwan, M. Evans, C. Butt, S. Mabury, E. Sverko, E. Baressi, M. Williamson and X. Wang. 2009. Temporal trends of persistent organic pollutants and metals in ringed seals from the Canadian Arctic. In: Smith S, Stow J, Edwards J, editors. Synopsis of Research Conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 76-84.

Munro DG. 1985. Report on mercury in Cookson reservoir. Inland Waters Directorate, Western and Northern Regions. 25 pp.

Munthe J, Bodaly RA, Branfireun BA, Driscoll CT, Gilmour CC, Harris R, Horvat M, Lucotte M, Malm O. 2007. Recovery of mercury-contaminated fisheries. Ambio 36. 33 – 44.

Nadeau A, Desjardins C, Vigneault Y. 1984. Teneurs en metaux et en ions majeurs des chairs de poissons de trent-deux lacs du Québec. Rapport manuscrit canadien des Sciences halleutiques et aquatics No 1746. 78pp.

Nam D-H, Yates D, Ardapple P, Evers DC, Schmerfeld J, Basu N. 2012. Elevated mercury exposure and neurochemical alterations in little brown bats (*Myotis lucifugus*) from a site with historical mercury contamination. Ecotoxicology 21, 1094-1101.

NCP. 2013. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report III: Mercury in Canada's North. Northern Contaminants Program, Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa. 299 pp.

Noble DG, Elliott JE. 1990. Levels of contaminants in Canadian raptors, 1966-1988: Effects and temporal trends. Canadian Field Naturalist 104, 222-243.

Norecol Environmental Consultants Ltd. 1989. Statistical analyses of metal levels in fish of the Columbia River near the international boundary, 1980–1988. report for Environment Canada, Inland Waters, Water Quality Branch, Vancouver, BC.

Norstrom RJ, Schweinsberg RE, Collins BT. 1986. Heavy metals and essential elements in livers of the polar bear (*Ursus maritimus*) in the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 48, 195–212.

Northcote TG, Halsey TG, Macdonald SJ. 1972. Fish as indicators of water quality in the Okanagan Basin lakes, British Columbia. Canada - British Columbia Okanagan Basin Agreement Report #22.

Northcote TG, Johnston NT, Tsumura K. 1975. Trace metal concentrations in lower Fraser River fishes. Tech. Rpt. No. 7, Wastewater Research Center, University of British Columbia, Vancouver, B.C.

Odin M, Feurtet-Mazel A, Ribeyre F, Boudou A. 1995. Temperature, pH and photoperiod effects on mercury bioaccumulation by nymphs of the burrowing mayfly *Hexagenia rigida*. Water Air and Soil Pollution 80, 1003 – 1006.

Orihel DM, Paterson MJ, Blanchfield PJ, Bodaly RA, Hintelmann H. 2007. Experimental evidence of a linear relationship between inorganic mercury loading and methylmercury accumulation by aquatic biota. Environmental Science and Technology 41, 4952-4958.

Parker GR. 1978. The diets of muskoxen and Peary caribou on some islands in the Canadian High Arctic. Canadian Wildlife Service Occasional Paper No. 35, Ottawa, Canada.

Parks JW, Curry C, Romani D, Russell DD. 1990. Young northern pike, yellow perch and crayfish as bioindicators in a mercury contaminated watercourse. Environmental Monitoring and Assessment 16, 39-73.

Peakall DB, Noble DG, Elliott JE, Somers JD, Erickson G. 1990. Environmental contaminants in Canadian Peregrine Falcons, *Falco peregrinus*: a toxicological assessment. Canadian Field Naturalist 104, 244-254.

Pedersen S, Lierhagen S. 2006 Heavy metal accumulation in arctic hares (*Lepus arcticus*) in Nunavut, Canada. Science of the Total Environment 368, 951-955.

Pedersen HC, Fossøy F, Kålås JA, Lierhagen S. 2006. Accumulation of heavy metals in circumpolar willow ptarmigan (*Lagopus I. lagopus*) populations. Science of the Total Environment 371, 176-189.

Penn A. 1978. The distribution of mercury, selenium and certain heavy metals in major fish species from northern Québec. A report on the screening programme for mercury in fish: Mistassini and Waswanipi regions. report for Fisheries and Environment Canada. 395 pp.

Peterson GR, Warren HV, Delavault RE, Fletcher K. 1970. Heavy metal content of some freshwater fishes in British Columbia. BC Fish and Wildlife Branch Fisheries Technical Circular No. 2. December 1970. 33 p

Peterson RH, Sreedharan A, Ray S. 1990. Accumulation of trace metals in three species of fish from lakes in New Brunswick and Nova Scotia (Canada): Influence of pH and other chemical parameters. Water Pollution Research Journal of Canada 24, 100 – 117.

Pickhardt PC, Folt CL, Chen CY, Klaue B, Blum JD. 2002. Algal blooms reduce the uptake of toxic methylmercury in freshwater food webs. Proceedings of the National Academy of Sciences (USA) 99, 4419-4423.

Plessi M, Bertelli D, Monzani A.2001. Mercury and selenium content in selected seafood. Journal of Food Composition Analysis 14, 461–467.

Poissant L, Zhang HH, Canário J, Constant P. 2008. Critical review of mercury fates and contamination in the arctic tundra ecosystem. Science of the Total Environment 400, 173-211.

Pollock B, Penashue B, McBurney S, Vanleeuwen J, Daoust P-Y, Burgess NM, Tasker AR. 2009. Liver parasites and body condition in relation to environmental contaminants in caribou (*Rangifer tarandus*) from Labrador, Canada. Arctic 62, 1-12.

Poole KG, Elkin BT, Bethke RW. 1998. Organochlorine and heavy metal contaminants in wild mink in western Northwest Territories, Canada. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 34, 406-413.

Power MG, Klein GM, Guiguer KRRA, Kwan MKH. 2002. Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. Journal of Applied Ecology 39, 819-830.

Radvanyi A, Shaw GG. 1980. Heavy metal contamination in muskrats at various distances from an ore smelter at Flin Flon, Manitoba. Canadian Wildlife Service, Edmonton, Alberta. 17pp.

Rasmussen PE. 1995. Temporal variation of mercury in vegetation. Water Air and Soil Pollution 80, 1039-1042.

Rasmussen PE, Mierle G, Nriagu JO. 1991. The analysis of vegetation for total mercury. Water, Air and Soil Pollution 56, 379-390.

Rasmussen PW, Schrank CS, Campfield PA. 2007. Temporal trends of mercury concentrations in Wisconsin walleye (*Sander vitreus*), 1982-2005. Ecotoxicology 16, 541-550.

Rea AW, Lindberg S E, Scherbatskoy T, Keeler G J. 2002. Mercury accumulation in foliage over time in two northern mixed-hardwood forests. Water Air and Soil Pollution 133, 49-67.

Reeves RR. 1998. Distribution, abundance and biology of the ringed seals (*Phoca hispida*): an overview. In: Heide-Jorgensen MP, Lydersen C. (eds.) Ringed seals in the North Atlantic. North Atlantic Marine Mammal Commission, Scientific Publication 1, 9-45.

Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) 2004. Regional Aquatics Monitoring Program – Technical Report 2003. Prepared for RAMP Steering Committee by the RAMP 2003 Implementation Team; Hatfield Consultants Ltd., Jacques Whitford Environmental Ltd., Mack, Slack and Associates Inc., and Western Resource Solutions. 618 pp. + App.

Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) 2005. Regional Aquatics Monitoring Program – Technical Report 2004. Prepared for RAMP Steering Committee by the RAMP 2003 Implementation Team; Hatfield Consultants Ltd, Jacques Whitford Environmental Ltd., Mack, Slack and Associates Inc., and Western Resource Solutions. 45 pp. + App

Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) 2006. Regional Aquatics Monitoring Program – Technical Report 2005. Prepared for RAMP Steering Committee by the RAMP 2003 Implementation Team; Hatfield Consultants Ltd., Jacques Whitford Environmental Ltd., Mack, Slack and Associates Inc., and Western Resource Solutions.

Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) 2007. Regional Aquatics Monitoring Program – Technical Report 2006. Prepared for RAMP Steering Committee by the RAMP 2003 Implementation Team; Hatfield Consultants Ltd., Jacques Whitford Environmental Ltd., Mack, Slack and Associates Inc., and Western Resource Solutions.

Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) 2008. Regional Aquatics Monitoring Program – Technical Report 2007. Prepared for RAMP Steering Committee by the RAMP 2003 Implementation Team; Hatfield Consultants Ltd, Jacques Whitford Environmental Ltd., Mack, Slack and Associates Inc., and Western Resource Solutions

Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) 2009. Regional Aquatics Monitoring Program – Technical Report 2008. Prepared for RAMP Steering Committee by the RAMP 2003 Implementation Team; Hatfield Consultants Ltd, Jacques Whitford Environmental Ltd., Mack, Slack and Associates Inc., and Western Resource Solutions.

Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) 2010. Regional Aquatics Monitoring Program – Technical Report 2009. Prepared for RAMP Steering Committee by the RAMP 2003 Implementation Team; Hatfield Consultants Ltd., Jacques Whitford Environmental Ltd., Mack, Slack and Associates Inc., and Western Resource Solutions.

Rennie MD, Collins NC, Purchase CF, Tremblay A. 2005. Predictive models of benthic invertebrate methylmercury in Ontario and Québec lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 62, 2770 – 2783.

Rennie MD, Purchase CF, Lester N, Collins NC, Shuter BJ. 2008. Lazy males? Bioenergetic differences in energy acquisition and metabolism help to explain sexual size dimorphism in percids. Journal of Animal Ecology 77, 916 – 926.

Rencz AN, O'Driscoll NJ, Hall GE, Peron T, Telmer K, Burgess NM. 2003. Spatial variation and correlations of mercury levels in the terrestrial and aquatic components of a wetland dominated ecosystem: Kejimkujik Park, Nova Scotia, Canada. Water, Air, and Soil Pollution 143, 271–288.

Rescan Environmental Services Ltd. 1995. Fisheries and Aquatic life: 1995 Baseline Study Update. Report for BHP Diamonds Inc.

Rescan Environmental Services Ltd. 2004. Taltson Hydro Project 2003. Water effects monitoring program. report for Northwest Territories Power Corporation. 371pp.

Rescan Environmental Services Ltd. 2005a. Taltson Hydro Project 2004. Water effects monitoring program. report for Northwest Territories Power Corporation. 246pp.

Rescan Environmental Services Ltd. 2005b. Summary of 2004 and 2005 Environmental Baseline Field Programs. report for Nova Gold Canada Inc. Galore Creek Project.

Rescan Environmental Services Ltd. 2007. Bathurst Inlet Port and Development Road Project. Draft Environmental Impact Statement. Appendix C-6. Freshwater Environment Baseline Studies, 2001

Rescan Environmental Services Ltd. 2008. Ekati Diamond Mine: 2007 Aquatic Effects Monitoring Plan. 289pp. Rescan Environmental Services Ltd. 2009. Ekati Diamond Mine: A study of fish in cell E of the long lake containment facility, 2008. report for BHP Billiton Diamonds Inc. 216pp.

Rescan Environmental Services Ltd. 2010. 2008-2009 Fay Bay Monitoring Program. Prepared for BHP Billiton Diamonds. 303pp.

Rieberger K. 1992. Metal concentrations in fish tissue from uncontaminated B.C. lakes. Ministry of Environment, Lands and Parks Water Quality Section. 97 pp.

Rimmer CC, McFarland KP, Evers DC, Miller EK, Aubry Y, Busby D, Taylor RJ. 2005. Mercury concentrations in Bicknell's Thrush and other insectivorous passerines in montane forests of northeastern North America. Ecotoxicology 14, 223–240.

Rimmer CC, Miller EK, McFarland KP, Taylor RJ, Faccio SD. 2010. Mercury bioaccumulation and trophic transfer in the terrestrial food web of a montane forest. Ecotoxicology 19, 697-709.

R.L. & L Environmental Services and LGL Ltd. 1991. Peace River Site C hydroelectric development preconstruction fisheries studies - Fish movement and population status 1989 Studies.

R.L.& L Environmental Services 1996. Jericho Diamond Project: 1995 Aquatic Baseline Studies. 228pp.

R.L.& L Environmental Services 2001. Jericho Diamond Project Pilot Aquatic Effects Monitoring Program 1999. Prepared for Tahera Corporation. 163pp.

R.L.& L Environmental Services and Golder Associated Ltd. 2002. Aquatic Baseline Studies Doris Hinge Project Data Compilation Report. 497pp.

R.L.& L Environmental Services and Golder Associated Ltd. 2003. Doris North Project Aquatic Studies 2002. Prepared for Miramar Hope Bay Ltd. 134pp.

R.L. & L. Environmental Services and Reid Crowther and Partners Ltd. 1985. Aquatic Studies Program -Addenum Fish tissue metal analyses. 17pp.

Robillard S, Beauchamp G, Paillard G, Bélanger D. 2002. Levels of cadmium, lead, mercury and 137caesium in caribou (*Rangifer tarandus*) tissues from northern Québec. Arctic 55, 1-9.

Robson W, Weagle K. 1978. The effects of the abandoned Venus mines tailings pond on the aquatic environment of Windy Arm, Tagish Lake, Yukon Territory. Environmental Protection Service, Fisheries and Environment Canada, Pacific and Yukon Branch. Regional Program Report 78-13.

Routti H, Letcher RJ, Born EW, Branigan M, Dietz R, Evans TJ, *et al.* 2011. Spatial and temporal trends of selected trace elements in liver tissue from polar bears (*Ursus maritimus*) from Alaska, Canada and Greenland. Journal of Environmental Monitoring 13, 2260–2267.

Routti H, Letcher RJ, Born EW, Branigan M, Dietz R, Evans TJ, *et al.* 2012. Influence of carbon and lipid sources on variation of mercury and other trace elements in polar bears (*Ursus maritimus*). Environmental Toxicology and Chemistry 31, 2739-2747.

Rush SA, Borga K, Dietz R, Born EW, Sonne C, Evans T, *et al.* 2008. Geographic distribution of selected elements in the livers of polar bears from Greenland, Canada and the United States. Environmental Pollution 153, 618–626.

Rutherford LA, Brun G, Julien GRJ, Hebert F, Mroz RE 1998. Mercury in yellow perch study. Mercury in Atlantic Canada: A Progress Report. Environment Canada - Atlantic Region, Sackville, NB, p. 81-84.

Rutherford M, Tobin P. 2010. Healthy Land Healthy Future Project Final Report 2008-2009. 183 pp.

Sanderson, J. Lafontaine, C.N., Robertson, K. 1998. Slave River Environmental Monitoring Program. Final Five Year Study Report. 70pp + App. Schetagne R, Doyon JF, Fournier JJ. 2000. Export of mercury downstream from reservoirs. Science of the Total Environment. 260, 135 – 145.

Scheuhammer AM, Graham JE. 1999. The bioaccumulation of mercury in aquatic organisms from two similar lakes with differing pH. Ecotoxicology 8, 49-56.

Scheuhammer AM, Atchison CM, Wong AHK., Evers DC 1998a. Mercury exposure in breeding common loons (*Gavia immer*) in Central Ontario, Canada. Environmental Toxicology and Chemistry 17: 191-196.

Scheuhammer AM, Wong AHK, Bond D. 1998b.

Mercury and selenium accumulation in common loons (*Gavia immer*) and common mergansers (*Mergus merganser*) from eastern Canada. Environmental Toxicology and Chemistry 17, 197–201.

Scheuhammer AM, Perrault JA, Bond DE. 2001. Mercury, methylmercury, and selenium concentrations in eggs of common loons (*Gavia immer*) from Canada. Environmental Monitoring and Assessment 72, 79–84.

Scheuhammer AM, Basu N, Burgess NM, Elliott JE, Campbell GD, Wayland M, Champoux L, Rodrigue J. 2008. Relationships among mercury, selenium, and neurochemical parameters in common loons (*Gavia immer*) and bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*). Ecotoxicology 17, 93–101

Schummer ML, Petrie SA, Badzinski SS, Chen YW, Belzile N. 2012. Hepatic concentrations of inorganic contaminants and their relationships with nutrient reserves in autumn-migrant common loons at Lake Erie. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 62, 704-713.

Scott WB and Crossman EJ. 1973. Freshwater fishes of Canada. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 184. pp 966.

Scruton D A. 1984. A survey of selected lakes in Labrador, with an assessment of lake status and sensitivity in relation to acid precipitation. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1296. Sekerak AD, Mace TF. 1982. Baseline survey of heavy metal concentrations in water, sediment, bank material and fish from Liard River drainage, British Columbia. LGL Environmental Research Ltd. report for BC Hydro. 138 pp.

Selin NE. 2009. Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. Annual Reviews of Environmental Research 34, 43-63.

Sellers P. 2005. Impacts of Environmental Contaminants on Asubpeechoseewagong and Wabauskang First Nations.

Sellers P. 2006. Hollow Water First Nation and Manigatogan Contaminants Project: Year 2 Report. Synopsis report prepared for National First Nations Environmental Contaminants Program, Health Canada. 15 pp.

Shank CC, Wilkinson PF, Penner DF. 1978. Diet of Peary caribou, Banks Island, N.W.T. Arctic 31, 125-132.

Sherwood GD, Pazzia I, Moeser A., Hontela A., Rassmussen JB. 2002. Shifting gears: enzymatic evidence for the energetic advantage of switching diet in wild-living fish. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59, 229 – 241.

Siegel SM, Siegel BZ, Lipp C, Kruckeberg A, Towers GHN, Warren H. 1985. Indicator plant — soil mercury patterns in a Hg-rich mining area of British Columbia. Water Air and Soil Pollution 25, 73 — 85.

Singleton HJ. 1983. Trace metals and selected organic contaminants in Fraser River fish. MOE Technical Report 2. Water Management Branch.

Sonesten L. 2003. Fish mercury levels in lakes adjusting for Hg and fish-size co-variation. Environmental Pollution 125, 255-265.

Smith TG. 1987a. The ringed seal, *Phoca hispida*, of the Canadian western arctic. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Science 216. 81pp.

Smith AL. 1987b. Levels of metals and metallothionein in fish of the Columbia River near the International boundary. Water Quality Branch, Environment Canada, Vancouver BC.

Smith TG, Armstrong FAJ. 1978. Mercury and selenium in ringed and bearded seal tissues from Arctic Canada. Arctic 31, 75-84.

Smith EC, Berkes F, Spence JA. 1975. Mercury levels in fish in the La Grande River Area, Northern Québec. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 13, 673-677.

Smith TG, Hammill MO, Taugbol G. 1991. A review of the developmental, behavioural and physiological adaptations of the ringed seal, *Phoca hispida*, to life in the Arctic winter. Arctic 44, 124-131.

Snowshoe N, Stephenson SA. 2000. Results of the 1999 Peel River Fish Contaminant Study. report for Fort McPherson Renewable resource Council. 14 pp

SOMER Inc., 1993. Complexe Grand-Baleine. Avantprojet Phase II. La contamination du milleu et des ressources fauniques de la zone détude du complexe Grande-Baleine: rapport présenté á Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement. Montréal, Québec: 105 p: plus annexes.

Sonesten L. 2003. Fish mercury levels in lakes - Adjusting for Hg and fish-size covariation. Environmental Pollution 125, 255-265.

Spencer SH. 2006. Mercury (Hg) in Nova Scotia river otter (*Lutra canadensis*) in relation to habitat, female reproduction and age. Master's Thesis, Acadia University. Nova Scotia. 68 pp.

Spencer SH, Shutler D, O'Brien MS. 2011. Correlates of mercury in female river otters (*Lontra canadensis*) from Nova Scotia, Canada. Environmental Toxicology and Chemistry 30, 1879-1884.

Speyer MR. 1980. Mercury and selenium concentrations in fish, sediments and water of two north-western Québec lakes. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 24, 427-432.

Stacey WL, Lepak JM 2012. Relative influence of prey mercury concentration, prey energy density and predator sex on sport fish mercury concentrations. Science of the Total Environment 437, 104 – 109.

Stantec Ltd. 2009. Metals in surface water, sediment, fish and blueberry samples collected near Flin-Flon, MB and Creighton SK. report for Hudson Bay Mining and Smelting Ltd. 203pp.

Stantec Ltd. 2011. Thor Lake Rare Earth Metals Baseline Project. Environmental Baseline Report. Vol.3. Aquatics and Fisheries. 438pp.

St. Jacques N, Harvey H, Jackson D. 2000. Selective foraging in the white sucker (*Catostomus commersoni*). Canadian Journal of Zoology. 78, 1320 – 1331.

St. Louis VL, Rudd JW, Kelly CA, Hall BD, Rolfhus KR, Scott KJ, Lindberg SE, Dong W. 2001. Importance of the forest canopy to fluxes of methyl mercury and total mercury to boreal ecosystems. Environmental Science and Technology 35, 3089-3098.

St. Louis VL, Derocher AE, Stirling I, Graydon JA, Lee C, Jocksch E, *et al.* 2011. Differences in mercury bioaccumulation between polar bears (*Ursus maritimus*) from the Canadian high- and sub-Arctic. Environmental Science & Technology 45, 5922–5928.

Steffen A, Douglas T, Amyot M, Ariya P, Aspmo K, Berg T, Bottenheim J, Brooks S, Cobbett F, Dastoor A, Dommergue A, Ebinghaus R, Ferrari C, Gardfeldt K, Goodsite ME, Lean D, Poulain AJ, Scherz C, Skov H, Sommar J, Temme C. 2008. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry I the atmosphere and snow. Atmospheric Chemistry and Physics 8, 1445-1482.

Stern GA. 2006. Temporal Trends of Mercury in Beluga, Narwhal and Walrus from the Canadian Arctic. Synopsis of Research Conducted under the 2005-2006 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 189–202. Stern GA. 2007. Temporal Trends of Mercury in Beluga and Walrus from the Canadian Arctic: Status in 2006/2007. Synopsis of Research Conducted under

the 2006-2007 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 226–242.

Stern GA. 2008. Mercury in Beluga, Narwhal and Walrus from the Canadian Arctic: Status in 2007/2008. Synopsis of Research Conducted under the 2007-2008 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 189–203. Stern GA. 2009. Mercury in Beluga, Narwhal and Walrus from the Canadian Arctic: Status in 2009. In: Smith S, Stow J, Edwards J, editors. Synopsis of Research Conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 108–130.

Stern GA. 2010. Mercury in Beluga, Narwhal and Walrus from the Canadian Arctic: Status in 2010. Synopsis of Research Conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. pp. 126–134.

Stern GA, Macdonald RW. 2005. Biogeographic provinces of total and methyl mercury in zooplankton and fish from the Beaufort and Chukchi Seas: Results from the SHEBA drift. Environmental Science and Technology 39, 4707-4713.

Stern, G.A., Macdonald, R.W., Outridge, P.M., Wilson, S., Chételat, J., Cole, A., Hintelmann, H., Loseto, L.L., Steffen, A., Wang, F., Zdanowicz, C. 2012. How does climate change influence arctic mercury? Science of the Total Environment 414, 22-42.

Stewart DB, Low G, Taptuna WEF, Day AC. 1997. Biological data from experimental fisheries at special harvesting areas in the Sahtu Dene and Metis Settlement Area, NWT: Vol. 1. The Upper Ramparts and Little Chicago areas of the Mackenzie River. Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1020. 67 pp.

Stewart DB, Taptuna WEF, Lockhart WL, Low G. 2003a. Biological data from experimental fisheries at special harvesting areas in the Sahtu Dene and Metis Settlement Area, NT: Vol 2. Lakes near the communities of Colville Lake, Fort Good Hope, Norman Wells and Tulita. Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1126.

Stewart DB, Taylor PL, Taptuna WEF, Lockhart WL, Read CJ,Low G. 2003b. Biological data from experimental fisheries at lakes in the Deh Cho Region of the Northwest Territories, 1996 - 2000. Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1127.

Stephens GR. 1997. Investigation of mercury concentrations in Lac Ste. Therese and the Johnny Hoe River basin, Northwest Territories, Canada. Water Resources Division, Department of Indian Affairs and Northern Development.

Stokes PM, Dreier SI, Farkas MO, McLean RAN. 1983. Mercury accumulation by filamentous algae: A promising biological monitoring system for methylmercury in acid-stressed lakes. Environmental Pollution (Series B) 5, 255 – 271.

Stoewsand GS, Bache CA, Lisk DJ. 1974. Dietary selenium protection of methylmercury intoxication of Japanese quail. Bulletin Environmental Contamination and Toxicology 11, 152–156.

Strange NE. 1993. Mercury in fish in northern Manitoba reservoirs and associated water-bodies: results from 1992 sampling. report for the program for monitoring mercury concentrations in fish in northern Manitoba reservoirs.

Strange NE. 1995. Mercury in Fish from northern Manitoba reservoirs and associated water-bodies: results from 1994 sampling. North/South Consultants Inc. and Department of Fisheries and Oceans Canada, 44pp.

Sunderland E, Amirbahman A, Burgess NM, Dalziel J, Harding G, Jones SH, Kamai E, Karagas MR, Shi X, and Chen CY. 2012. Mercury sources and fate in the Gulf of Maine. Environmental Research 119, 27-41.

Swanson G. 1986. An interim report on the fisheries of the lower Nelson River and the impacts of hydro-electric development, 1985 data. Manitoba Department of Natural Resources Fisheries Board. MS Rep. 86-19. 228pp.

Swanson H, Gantner N, Kidd KA, Muir DCG, Reist JD. 2011. Comparison of mercury concentrations in landlocked, resident, and sea-run fish (*Salvelinus* spp.) from Nunavut, Canada. Environmental Toxicology and Chemistry 30, 1459-1467.

Swyripa MW, Lafontaine CN, Paris MC. 1993. Water and fish quality from Trout Lake, N.W.T. 1990-91. Indian and Northern Affairs and Department of Fisheries and Oceans.

Tarby M. 1974. Characteristics of yellow perch cannibalism in Oneida Lake and the relation to first year survival. Transactions of the American Fisheries Society 103, 462 – 741.

Taseko Mines Ltd. 2007. Taseko Prosperity Gold-Copper Project Vol 5: Biotic Environment. Section 2: Water Quality and Aquatic Ecology. 736pp.

Taylor BR, Sanderson J, Lafontaine CN. 1998. Liard River Environmental Quality Monitoring Program. 60pp +App.

Teilmann J, Born EW, Acquarone M. 1999. Behaviour of ringed seals tagged with satellite transmitters in the North Water polynya during fast-ice formation. Canadian Journal of Zoology 77, 1934-1946.

Thiemann GW, Iverson SJ, Stirling I. 2007. Variability in the blubber fatty acid composition of ringed seals (*Phoca hispida*) across the Canadian Arctic. Marine Mammal Science 23, 241–261.

Thiemann GW, Iverson SJ, Stirling I. 2008. Polar bear diets and arctic marine food webs: Insights from fatty acid analysis. Ecological Monographs 78, 591-613.

Thompson DR. 1996. Mercury in birds and terrestrial mammals. In: Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norweed AW, editors. Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations. SETAC Special Publication Series, CRC Press, Boca Raton, FL. p. 341–56.

Thompson DR, Furness RW. 1989. Comparison of total and organic mercury levels in seabird feathers. Marine Pollution Bulletin 20, 577–579.

Thompson-Roberts ES, Pick FR, Hall GEM. 1999. Total Hg in water, sediment, and four species of aquatic macrophytes in the St. Lawrence River, near Cornwall, Ontario. Journal of Great Lakes Research. 25, 294 – 304.

Tremblay A, Lucotte M, Meili M, Cloutier L, Pichet P. 1996. Total mercury and methylmercury contents of insects from boreal lakes: Ecological, spatial and temporal patterns. Water Quality Research Journal of Canada 31, 851-873.

Triton Consultants Ltd. 2005. Assessment of mercury redistribution in the N.E. Attycelley Valley - Kemess North Project. Prepared for Klohn Crippen. 54pp

Trudel M, Rasmussen JB. 2006. Bioenergetics and mercury dynamics in fish: A modelling perspective. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63. 1890-1902.

Tsui MK, Wang W-X. 2004. Uptake and elimination routes of inorganic mercury and methylmercury in Daphnia magna. Environmental Science and Technology 38, 808 – 816.

Tsui MTK, Blum JD, Kwon SY, Finlay JC, Balogh SJ, Nollet YH. 2012. Sources and transfers of methylmercury in adjacent river and forest food webs. Environmental Science and Technology 46, 10957-10964.

Vadeboncoeur Y, Vander Zanden MJ, Lodge DM. 2002. Putting the lake back together: Reintegrating benthic pathways into lake food web models. BioScience 52, 44 – 54.

van der Velden, S., Reist, J. D., Babaluk, J. A., and Power, M. 2012. Biological and life-history factors affecting total mercury concentrations in Arctic charr from Heintzelman Lake, Ellesmere Island, Nunavut. Science of the Total Environment 433, 309-317.

van der Velden, S., Dempson, J. B., Evans, M. S., Muir, D. C. G., and Power, M. 2013a. Basal mercury concentrations and biomagnification rates in freshwater and marine food webs: Effects on Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from eastern Canada. Science of the Total Environment 444, 531-542.

van der Velden, S., Evans, M. S., Dempson, J. B., Muir, D. C. G., and Power, M. 2013b. Comparing total mercury concentrations in anadromous and non-anadromous Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from eastern Canada. Science of the Total Environment *in press*.

Vander Zanden JM, Rasmussen JB. 1996. A trophic position model of pelagic food webs: Impact on contaminant bioaccumulation in lake trout. Ecological Monographs 66, 451 – 477.

Vander Zanden, JM, Cabana G, Rassmussen JB. 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios and literature dietary data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54, 1142 – 1158.

Wada H, Yates DE, Evers DC, Taylor RJ, Hopkins WA. 2010. Tissue mercury concentrations and adrenocortical responses of female big brown bats (*Eptesicus fuscus*) near a contaminated river. Ecotoxicology 19, 1277-1284.

Wagemann R, Muir DCG. 1984. Concentrations of heavy metals and organochlorines in marine mammals of northern waters: Overview and evaluation. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1279. 97pp.

Wagemann R, Stewart REA, Béland P, and Desjardins C. 1990. Heavy metals and selenium in tissues of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, from the Canadian arctic and the St. Lawrence Estuary. In: Smith TG, St. Aubin DJ, and Geraci JR (eds.). Advances in research on the beluga whale, *Delphinapterus leucas*. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences 224, 191-206.

Wagemann R, Innes S, Richard PR. 1996. Overview and regional and temporal differences of heavy metals in Arctic whales and ringed seals in the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 186, 41–67.

Wagemann R, Trebacz E, Hunt R, Boila G. 1997 Percent methylmercury and organic mercury in tissues of marine mammals and fish using different experimental and calculation methods. Environmental Toxicology and Chemistry 16, 1859–1866. Wagemann, R., Trebacz, E., Boila, G., and Lockhart, W.L. 1998. Methylmercury and total mercury in tissues of arctic marine mammals. Science of the Total Environment 218, 19-31.

Watras CJ, Back RC, Halvorsen S, Hudson RJ, Morrison KA, Wente SP. 1998. Bioaccumulation of mercury in aquatic food webs. Science of the Total Environment 219, 183- 208.

Ward DM, Nislow KH, Chen CY, Folt CL. 2010. Rapid, efficient growth reduces mercury concentrations in stream-dwelling Atlantic salmon. Transactions of the American Fisheries Society 139, 1-10.

Webber TN, Grant DJ. 1985. A reconnaissance survey of Jennings Lake. Recreational Fisheries Branch, Ministry of Environment and Parks. 45 pp.

Weech SA, Wilson LK, Langelier KM, Elliott JE. 2003. Mercury residues in livers of Bald Eagles (*Haliaeetus leucocephalus*) found dead or dying in British Columbia, Canada (1987–1994). Archives of Environmental Contamination and Toxicology 45, 562–569.

Weech SA, Scheuhammer AM, Elliott JE, Cheng KE. 2004. Mercury in fish from the Pinchi lake region, British Columbia, Canada. Environmental Pollution 131, 275 – 286.

Weech SA, Scheuhammer AM, Elliott JE. 2006. Mercury exposure and reproduction in fish-eating birds breeding in the Pinchi Lake region, British Columbia, Canada. Environmental Toxicology and Chemistry 25, 1433–1440.

Weseloh, DVC, Moore DJ, Hebert CE, de Solla SR, Braune BM, McGoldrick DJ. 2011. Current concentrations and spatial and temporal trends in mercury in Great Lakes Herring gull eggs, 1974 – 2009. Ecotoxicology 20, 1644 – 1658.

Wiener JG, Krabbenhoft DP, Heinz GH, Scheuhammer AM. 2003. Ecotoxicology of mercury. In: Handbook of Ecotoxicology, 2nd ed., Lewis Publishers, Boca Raton, FL., pp. 409-463.

Winder VL, Emslie SD. 2012. Mercury in nonbreeding sparrows of North Carolina salt marshes. Ecotoxicology, 21: 325-335.

Wobeser G, Swift M. 1976. Mercury poisoning in a wild mink. Journal of Wildlife Diseases 12, 335-340.

Wong AHK, McQueen DJ, Williams DD, Demers E. 1997. Transfer of mercury from benthic invertebrates to fishes in lakes with contrasting fish community structures. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54, 1320-1330.

Wren CD, Stokes PM, Fischer KL. 1986. Mercury levels in Ontario mink and otter relative to food levels and environmental acidification. Canadian Journal of Zoology 64, 2854-2859.

Wren C, MacCrimmon H, Frank R, Suda P. 1980. Total and methyl mercury levels in wild mammals from the PreCambrian shield area of south central Ontario, Canada. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 25, 100-105.

Wu S. 1995. Mercury in fish from the narrows in Parlby Creek – Buffalo lake. Alberta Environmental Centre, Vegreville, AB. AEC95-R3. 17p.
Wu S, Florence LZ, Nguyen HV, Smiley KL. 1997.
Oldman River dam: Mercury in fish (1991 – 1995)
Final Report. Alberta Research Council. 47pp + App.
Wyn B, Kidd KA, Burgess NM, Curry, RA. 2009.
Mercury biomagnification in the food webs of acidic lakes in Kejimkujik National Park and National Historic Site, Nova Scotia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 66, 1532-1545.

Wyttenbach A, Tobler L. 1988. The seasonal variation of 20 elements in 1st and 2nd year needles of Norway spruce, *Picea abies* (L.) Karst Trees 2, 52-64.

Yates DE, Mayack DT, Munney K, Evers DC, Major A, Kaur T, Taylor RJ. 2005. Mercury levels in mink (*Mustela vison*) and river otter (*Lutra canadensis*) from northeastern North America. Ecotoxicology 14, 263-274.

Young BG, Loseto LL, Ferguson SH. 2010. Diet differences among age classes of Arctic seals: evidence from stable isotope and mercury biomarkers. Polar Biology 33, 153–162.

Zeller D, Booth S, Pakhomov E, Swartz W, Pauly D. 2011. Arctic fisheries catches in Russia, USA, and Canada: Baselines for neglected ecosystems. Polar Biology 34, 955-973.

Zhang L, Planas D, Qian J-L. 1995a. Mercury concentrations in black spruce (*Picea mariana* Mill. B.S.P.) and lichens in boreal Québec, Canada. Water Air and Soil Pollution 81, 153-161.

Zhang L, Qian J-L, Planas D. 1995b. Mercury concentrations in tree rings of black spruce (*Picea mariana* Mill. B.S.P.) in boreal Québec, Canada. Water Air and Soil Pollution 81, 163-173.

Zhang L, Campbell LM, Johnson TB. 2012. Seasonal variation in mercury and food web biomagnification in Lake Ontario, Canada. Environmental Pollution 161, 178-184.

Zhou S. 1997. Bioaccumulation of Cu, Se, and Hg in fish tissues of the Sudbury area lakes. MSc Thesis, Laurentian University, Sudbury, ON.

Zitko V, Finlayson BJ, Wildish DJ, Anderson JM, Kohler AC. 1971. Methylmercury in freshwater and marine fishes in New Brunswick, in the Bay of Fundy, and on the Nova Scotia Banks. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 28, 1285-129

Chapitre 11:

Le mercure dans les biotes terrestre et aquatique au Canada – Variations temporelles



Auteur principal: Mary Gamberg

Auteurs : Mary Gamberg, David Depew and Marlene Evans

Coauteurs : Mary Gamberg, Marlene Evans, David Depew, Birgit Braune, Louise Champoux, Ashley Gaden, Nikolaus Gantner, Rob Letcher, Lisa Loseto, Derek Muir, Peter Outridge et Gary Stern

Collaborateur: Michel Lebeuf

TABLE DES MATIÈRES

111.1 INTRODUCTION	702
11.1.1 Efficacité statistique du suivi des ensembles de données visant à détecter les tendances	
temporelles au sein du biote	702
11.2 TENDANCES TEMPORELLES CHEZ LES VÉGÉTAUX	703
11.3 TENDANCES TEMPORELLES CHEZ LES INVERTÉBRÉS	703
11.4 TENDANCES TEMPORELLES CHEZ LES POISSONS	705
11.4.1 Tendances temporelles générales au niveau de l'écozone	706
11.4.2 Tendances temporelles chez certaines populations	
11.5 TENDANCES TEMPORELLES CHEZ LES OISEAUX	715
11.6 TENDANCES TEMPORELLES CHEZ LES MAMMIFÈRES	719
11.6.1 Milieu terrestre	719
11.6.2 Tendances historiques dans le milieu marin	721
11.6.3 Tendances actuelles dans le milieu marin	
11.6.3.1 Tendances dans le biote non arctique	722
11.6.3.2 Tendances dans le biote arctique	723
Étude de cas 1 : Répercussions de la contamination directe des activités anthropiques sur les tendances temporelles des concentrations de mercure dans le biote du réseau hydrographique des rivières English-Wabigoon	728
Étude de cas 2 : Répercussions de la contamination directe des activités anthropiques sur les tendances temporelles des concentrations de mercure dans le biote de la région des Grands Lac	s731
11.7 RÉCAPITULATIF	732
11.7.1 Conclusions	732
11.7.2 Lacunes en matière de données et de connaissances	734
11.7.3 Recommandations pour les prochaines activités de suivi et de recherche	735
11 O DÉCÉDENCES	727

11.1 INTRODUCTION

Ce chapitre présente l'état actuel des connaissances sur les tendances temporelles des concentrations de mercure dans le biote au Canada, ainsi que les facteurs éventuels expliquant ces tendances. Une compréhension des facteurs en jeu dans la dynamique du mercure au sein de ces écosystèmes facilitera la réduction des émissions de mercure et servira de base pour prévoir les changements des concentrations de mercure dans le biote, à la suite de perturbations dans l'environnement (*p. ex.* émissions de mercure variables, changements climatiques). Une discussion approfondie sur les concentrations absolues de mercure et sur leur évolution spatiale dans le biote au Canada est présentée au chapitre 10.

Il existe peu d'ensembles de données à long terme disponibles sur le mercure au sein des écosystèmes terrestres canadiens. La majeure partie des ensembles de données à long terme disponibles au Canada sont ceux concernant les poissons ou les écosystèmes contaminés par les pollutions ponctuelles. Les écosystèmes contaminés par certaines activités anthropiques sont abordés au chapitre 8 : ce chapitre est dédié aux écosystèmes qui sont contaminés par le mercure disséminé à grande échelle par les processus atmosphériques et aquatiques. Toutefois, certains ensembles de données sur des écosystèmes contaminés à cause de pollutions ponctuelles se prêtent très bien aux



analyses des tendances temporelles; ces dernières ont été mises en évidence dans ce chapitre dans des zones de texte. Remarque : Même si certains écosystèmes ont été étudiés de façon approfondie pour connaître les tendances temporelles dans le biote, bon nombre n'ont pas du tout été explorés, ce qui représente des lacunes importantes dans les données pour le Canada (voir la section 11.6.2).

Ce chapitre aborde les tendances du mercure dans les végétaux, les invertébrés, les poissons, les oiseaux et les mammifères qui sont regroupés en grandes catégories. Les tendances temporelles du mercure atmosphérique sont passées en revue dans le chapitre 4. Dans la présente analyse, les résultats sont indiqués sous forme de mercure total (HgT) au lieu de méthylmercure (MeMg), car le mercure total est la forme de mercure la plus évaluée et la plus observée.

11.1.1 Efficacité statistique du suivi des ensembles de données visant à détecter les tendances temporelles au sein du biote

Les séries chronologiques à long terme sur les contaminants surveillés révèlent souvent des variations d'une année à l'autre qui ne font pas partie d'une tendance évidente, rendant la détection des tendances à long terme plus difficile (Bignert et al., 1993, 1994, 1998; Olsson, 1995; Hebert et Weseloh, 2003). La probabilité qu'un programme de suivi détecte une tendance temporelle au sein des concentrations de contaminants, malgré les fluctuations d'une année à l'autre ou les données inutiles, est ce que l'on appelle l'efficacité statistique. La faculté de détecter les changements au fil du temps des concentrations de contaminant dépend de la tendance et de l'ampleur des changements (Nicholson et Fryer, 1992), du nombre d'échantillons collectés et de la fréquence de l'échantillonnage (Bignert et al., 1993; Hebert et Weseloh, 2003). Ne pas prendre en compte ces facteurs pourrait donner lieu à la collecte insuffisante de données voire à la collecte de données non pertinentes, et donc à des efforts inutiles, et dans le pire des cas, à l'impossibilité d'émettre des hypothèses fiables sur les tendances temporelles (Braune et al., 2003).

Par exemple, dans le cadre de l'évaluation de 83 séries chronologiques sur le mercure au sein du biote de l'Arctique circumpolaire, seules 16 séries chronologiques (19 %) peuvent être considérées comme étant « correctes » pour détecter un changement annuel des concentrations de mercure de 5 % avec un niveau de signification de p < 0.05 et une efficacité statistique de 80 % (Rigét et al., 2011). Braune (2010) a déterminé que l'échantillonnage annuel (au lieu d'un échantillonnage tous les cing ans) de Guillemots de Brünnich et de Fulmars boréaux sur l'île Prince Leopold augmente la pertinence de l'analyse temporelle du mercure : de 41 à 94 % et de 55 à 97 % respectivement. Les possibilités de détecter, grâce à l'analyse, les changements plus infimes des concentrations de mercure qui s'opèrent au fil du temps sont augmentées. On a remarqué que la détection de déclins statistiquement significatifs des concentrations de contaminants chez le Goéland argenté des Grands Lacs prenait plus longtemps (3,5 années et 9,5 années, respectivement) lorsque l'échantillonnage a lieu tous les deux ans et tous les quatre ans au lieu de tous les ans (Hebert et Weseloh, 2003). Si le nombre de points de données dans une régression temporelle diminue, chaque point de données influe davantage sur la tendance générale. Les points de données aberrants peuvent avoir d'importantes répercussions sur les probabilités de détection des tendances. Par conséquent, il est essentiel d'évaluer la pertinence de chaque ensemble de données avant de pouvoir déterminer les tendances du mercure. Étant donné les variations observées dans les ensembles de données annuels et la tendance évidente du mercure à entrer dans un cycle dans certains systèmes, les données recueillies périodiquement ou sur des périodes courtes peuvent ne pas donner d'indication fiable sur les tendances du mercure dans un écosystème donné, même si la tendance peut être statistiquement significative. En général, les activités d'échantillonnage plus longues. plus fréquentes et plus intensives permettent des conclusions plus fiables.

11.2 TENDANCES TEMPORELLES CHEZ LES VÉGÉTAUX

Peu d'études ont permis de surveiller au fil du temps le mercure chez les végétaux présents dans le milieu terrestre. Une étude sur le mercure présent dans les anneaux de croissance de l'épinette noire du Québec révèle une variation temporelle chez les arbres d'un même site (Zhang, Qian et Planas, 1995). On peut observer un pic évident des concentrations de mercure dans les anneaux de croissance aux alentours des années 1920 où les concentrations étaient entre 1.5 à 2 fois plus élevées qu'avant 1910 et après 1930. Ce pic peut s'expliquer par des températures moyennes élevées et de faibles précipitations au cours de cette période, favorisant les incendies de forêt qui ont dévasté la région pendant près d'une décennie. Les incendies de forêts sauvages sont généralement considérés comme étant une des sources naturelles de réémission du mercure dans l'atmosphère (Nriagu, 1989).

11.3 TENDANCES TEMPORELLES CHEZ LES INVERTÉBRÉS

Les tendances temporelles du mercure dans l'eau de mer depuis la fin de la période holocène (entre 990 et 9000 ans BP) jusqu'au XXº siècle ont été reconstituées pour quatre endroits de l'Arctique canadien grâce à l'analyse de séquences de mollusques bivalves marins (Outridge et al., 2000). Sur deux sites de haute altitude, l'île Cornwallis et l'île Axel Heiberg, les concentrations de mercure étaient proches de celles trouvées dans les éléments datant de la période holocène ou bien elles étaient moins élevées. Cette constatation cadre avec les métaux marins récents qui proviennent uniquement de sources géologiques naturelles. Toutefois, dans les sites de plus faibles altitudes au sud-est de la baie d'Hudson, les dernières concentrations de mercure étaient entre 50 et 300 % plus élevées que celles de la période holocène, dépendamment de l'âge de l'échantillon. Ces conclusions laissent entendre qu'entre le milieu et la fin des années 1970, des quantités significatives de mercure industriel se sont introduites dans des régions du milieu marin subarctique mais pas dans le Haut-Arctique.

Entre 1992 et 2009, en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick, on a prélevé des moules bleues pour analyser divers contaminants dans le cadre du programme GulfWatch (Chase *et al.*, 1996a, b, 1997, 1998, 2001, 2002; Jones *et al.*, 2005; Krahforst *et al.*, 2005a, b, 2007, 2009; LeBlanc *et al.*, 2009a, b, 2011; Sowles *et al.*, 1994,1996). Des ensembles de données de ce type ne sont pas disponibles pour les côtes longeant l'océan Pacifique et l'océan Arctique. La figure 11.1 révèle les tendances temporelles du mercure chez les moules sur 11 sites de deux provinces (Remarque : Les données de 1993 ont été exclues, car elles étaient invraisemblablement élevées et variables). En général, les concentrations

de mercure ont subi un déclin dans tous les sites, sauf à Tin Cup Beach en Nouvelle-Écosse où elles ont augmenté au fil du temps. Cinq sites ont des corrélations négatives importantes au cours de cette année. Certaines indications laissent entendre qu'il y a eu une tendance en augmentation après 2002. Les déclins généraux du mercure chez ces invertébrés reflètent probablement la présence de mercure moindre dans leur environnement, en partie à cause des mesures de contrôle du mercure dans la région des Grands Lacs (voir la zone de texte sur les Grands Lacs). La raison de cette augmentation apparente après 2002 dans bon nombre de sites n'est pas évidente.

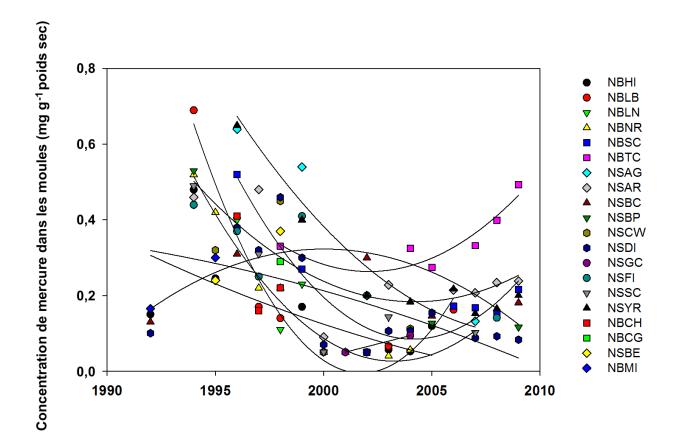


FIGURE 11.1 TTendances temporelles des concentrations de mercure (moyennes arithmétiques + erreur-type) chez les moules bleues du golfe du Saint-Laurent avec courbes de fonctions polynômes de 2° degré

NBHI=île Hospital Island (Nouveau-Brunswick); NBLB= baie Limekiln Bay (Nouveau-Brunswick); NBNR=rivière Niger River (Nouveau-Brunswick); NBSC=rivière St. Croix River (Nouveau-Brunswick); NBTC=plage Tin Can Beach (Nouveau-Brunswick); NSAR=rivière Apple River (Nouvelle-Écosse); NSBC=Broad Cove (Nouvelle-Écosse); NSDI=Digby (Nouvelle-Écosse); NSFI=Five Islands (Nouvelle-Écosse); NSSC=Spechts Cove (Nouvelle-Écosse); NSYR=Yarmouth (Nouvelle-Écosse). Données de Chase et al., 1996a, b, 1997, 1998, 2001, 2002; Jones et al., 2005; Krahforst et al., 2005a, b, 2007, 2009; LeBlanc et al., 2009a, b, 2011; Sowles et al., 1994,1996.

11.4 TENDANCES TEMPORELLES CHEZ LES POISSONS

Les poissons jouent un rôle important dans le suivi du mercure dans l'environnement. Cette importance se reflète dans les nombreux ensembles de données disponibles sur les écosystèmes aquatiques, comparativement à ceux disponibles sur l'environnement terrestre. Le mercure est facilement présent dans l'écosystème aquatique, plus souvent sous forme de méthylmercure. Ce dernier s'intègre aux systèmes biologiques, subit une bioaccumulation à mesure que les poissons prennent de l'âge et une bioamplification au sein des niveaux trophiques. La consommation de poissons est la principale voie d'exposition au mercure pour les autres poissons, les mammifères marins semi-aquatiques, les oiseaux et les hommes. Il est, par conséquent, d'une importance capitale de déterminer les tendances actuelles de contamination au mercure ainsi que les facteurs influant ces tendances au sein de l'écosystème aquatique, et ce, afin de minimiser les impacts sur l'ensemble du biote.

Depuis la mise en œuvre de mesures de contrôle pour le mercure, les concentrations de mercure ont diminué chez les poissons évoluant dans des systèmes avant recu des apports directs de mercure à cause des activités industrielles (Weiss, 2004; Neff et al., 2012). De même, au Manitoba, au Québec, à Terre-Neuve-et-Labrador le suivi intensif des réservoirs hydroélectriques indique que même si à l'origine les concentrations de mercure ont augmenté durant les années qui ont suivi l'ouvrage de retenue, elles ont subi un déclin (lent mais variable) au fil du temps et ont atteint des concentrations de fond (ou bien y sont proches) sur une période de 15 à 30 ans, dépendamment des caractéristiques du système de retenue (Bodaly et al., 2007; Verdon et al., 1991, Scruton et al., 1994; Anderson, 2011). Récemment, des travaux ont également traité des changements temporels du mercure chez les poissons évoluant dans certains sites contaminés, dont les suivants : une fonderie à Trail en Colombie-Britannique, (Hatfield Consultants, 2008), les sables bitumineux de l'Alberta (Evans et Talbot, 2012), le réseau hydrographique des rivières English-Wabigoon en Ontario (Neff et

al., 2012) et les Grands Lacs (French et al., 2006, Gewurtz et al., 2010, 2011a; Bhavsar et al., 2010, Monson et al., 2011, Sadraddini et al., 2011). Par ailleurs, les effets des activités anthropiques telles que l'exploitation minière et l'exploitation forestière sur les concentrations de mercure ont été étudiés chez les poissons (Garcia et Carignan, 2000; Lucotte, Paquet et Moingt, en préparation). Ces études de cas ont été abordées plus en détail dans la section 11.5 et au chapitre 8.

Par contre, on en sait moins sur les tendances des concentrations de mercure chez les poissons qui évoluent dans des systèmes ne recevant pas d'apports directs d'activités anthropiques. Ces lacunes sont en partie attribuables aux directives pour le suivi qui mettent principalement l'accent sur la protection de la santé humaine, mais aussi aux efforts d'échantillonnage (spatial et temporel) qui caractérisent bon nombre de programmes de suivi toujours en vigueur. À l'exception de guelgues systèmes dans lesquels on a prélevé énormément d'échantillons (voir la section 11.4.2), la plupart des lacs, des rivières au Canada sont considérés comme n'ayant pratiquement aucun rapport avec les apports directs de mercure par les activités anthropiques et recevant la majeure partie des apports de mercure de l'atmosphère. Des prélèvements sur ce genre de systèmes n'ont été réalisés que quelques fois (une à cinq fois) sur une longue période (environ 30 à 40 ans). Pour les systèmes où l'on fait des échantillonnages plus souvent, il peut y avoir des tailles, des types de tissus et des espèces de poissons différents qui peuvent être prélevés à différentes années; dans certains cas. on peut avoir recours à différents laboratoires pour analyser les échantillons (Depew et al., 2013). Ces variations qui existent dans l'échantillonnage faussent les analyses évolutives des tendances sur un site donné et ajoutent d'autres incertitudes. De même, il existe un large éventail de facteurs qui peuvent avoir des répercussions sur la concentration de mercure chez les poissons, notamment les conditions abiotiques ayant des répercussions sur le cycle du mercure (chapitre 5) ainsi que des facteurs biotiques influant sur les concentrations de mercure chez les poissons : l'âge, la longueur, le taux de croissance, l'état corporel, le niveau au sein de réseau trophique et le cycle de vie (Gewurtz et al., 2011b). L'importance relative de

chaque facteur est probablement liée au système et à l'espèce; elle peut varier en fonction du temps et de l'espace.

Les concentrations de mercure augmentent continuellement pendant toute la durée de vie des poissons. Elles sont donc souvent liées à l'âge du poisson et à sa longueur (Wiener et al., 2003; Simoneau et al., 2005; Lavigne et al., 2010). Le taux de croissance peut avoir des répercussions sur la concentration de mercure chez les poissons se traduisant par les poissons qui grandissent rapidement dans des environnements productifs ayant une concentration de mercure plus faible. On appelle ce phénomène « dilution par croissance » (Ward et al., 2010). L'état corporel peut également avoir chez les poissons une incidence sur les concentrations de mercure, mais il existe certaines contradictions entre les différents articles. Par exemple, chez le bar rayé du Lake Mead (États-Unis), les concentrations de mercure augmentent à mesure que l'état nutritionnel diminue (Cizdziel et al., 2002). Cela concorde avec la concentration lors de périodes de famine où elle diminue dans les tissus musculaires à un rythme moins rapide que dans la masse musculaire. Toutefois, les concentrations de mercure réduites sont corrélées à un état corporel moindre chez le grand corégone et le cisco de lac en Ontario (Rennie et al., 2010), tandis que Neff et al., (2012) n'ont découvert aucun effet de l'état corporel sur les concentrations de mercure chez les poissons du réseau hydrographique des rivières English-Wabigoon. Étant donné que l'état corporel des poissons peut être influé par un certain nombre de facteurs différents (disponibilité de la nourriture, densité de population, interactions prédateurs-proies), les rapports entre l'état corporel et la concentration de mercure ne sont pas simples et changent probablement en fonction de paramètres individuels au sein d'un système donné.

La position d'un poisson ou d'une espèce dans le réseau trophique peut également influer sur les concentrations de mercure, puisque le mercure subit une bioamplification au sein de la chaîne alimentaire. Généralement, les prédateurs de niveau trophique supérieur ont les concentrations de mercure les plus élevées, tandis que les poissons insectivores ou les espèces se nourrissant d'invertébrés aquatiques

(positions inférieures au sein du réseau trophique) ont des concentrations de mercure plus faibles (Campbell et al., 2005). Par ailleurs, les changements du régime alimentaire (p. ex. passer des insectes aux poissons voire au cannibalisme) peuvent avoir une influence sur les concentrations de mercure (Gantner et al., 2010a). Les mesures des rapports isotopiques stables pour déterminer la position au sein du réseau trophique deviennent plus courantes; elles aident à interpréter les concentrations de mercure dans le biote (Jardine et al., 2006; Borgå et al., 2011). Les migrations entre plans d'eau (de lacs vers des milieux marins) peuvent donner lieu à des changements de la concentration de mercure ou à des différences de la concentration de mercure au sein d'une même espèce (p. ex. l'omble chevalier confiné aux eaux intérieures et l'omble chevalier anadrome) (Swanson et al., 2011; van der Velden et al., 2013). Certaines espèces de salmonidé ont des capacités d'adaptation morphologiques importantes et peuvent coexister sous plusieurs écotypes ou morphotypes, et ce, au sein d'un même système qui peut compter des concentrations de mercure différentes (van der Velden et al., 2012).

11.4.1 Tendances temporelles générales au niveau de l'écozone

Pour avoir une vue d'ensemble de l'évolution temporelle des concentrations de mercure chez les poissons d'eau douce au Canada, une analyse hiérarchique au niveau de l'écozone a été réalisée pour examiner les données recueillies entre 1967 et 2010 dans tout le Canada (Depew et al., 2013). Bien que cette méthode se distingue à certains égards, elle est semblable aux analyses de vastes ensembles de données réalisées récemment pour la région des Grands Lacs (Monson et al., 2011), le Wisconsin (Rassmussen et al., 2007), le Minnesota (Monson, 2009) et la Californie (Melwani et al., 2009). Les données recueillies sur des sites où la pollution actuelle ou passée est reconnue et l'ouvrage de retenue est récent (moins de 30 ans au moment de l'échantillonnage) n'ont pas été pris en compte dans cette analyse. En effet, les tendances temporelles ont bien été définies et n'ont pratiquement aucun rapport avec les dépôts atmosphériques de mercure. Elles comportent une partie importante de fiches (29 %)

au sein de la base de données consultée (Depew *et al.*, 2013), ce qui peut donc fausser l'évaluation des tendances temporelles à cause d'excès. Les données recueillies sur des sites situés dans la région des Grands Lacs laurentiens ont également été exclues en raison des tendances temporelles qui ont déjà été évaluées et décrites (Bhavsar *et al.*, 2010) et, tout comme les données sur les réservoirs pollués par le mercure, ces fiches représentent environ 18 % des fiches restantes.

Un modèle linéaire à effets mixtes a été employé pour uniformiser les concentrations de mercure présentes dans les échantillons d'une espèce donnée de poisson d'une certaine taille et d'un certain type d'échantillon afin évaluer les tendances du mercure au fil du temps (pour obtenir plus de détails sur la méthodologie employée, voir Depew *et al.*, en cours de préparation). Les écozones terrestres au Canada sont indiquées dans la figure 11.2 (http://sis.agr.gc.ca/

cansis/nsdb/ecostrat/gis data.html). Elles ont été utilisées comme facteur de regroupement invariable en raison des solides rapports entre les dépôts de mercure et les caractéristiques des bassins versants (chapitre 5) et à cause des différences géographiques présentes au sein des dépôts de mercure (chapitre 3). Les estimations des changements temporels des concentrations de mercure (ajustées en fonction de la longueur standard et du type de portion) ont été obtenues à l'échelle de l'écozone par régression du logarithme [Hg] au fil du temps (à peu près de 1970 à 2010). Au sein des écozones, les lacs et les rivières sur lesquels des échantillons ont été prélevés étaient censés représenter de façon raisonnable les sites potentiels disponibles pour l'échantillonnage et ont été traités comme des effets aléatoires. Les estimations des changements temporels n'ont pas été obtenues à l'échelle du site puisque bon nombre de sites (environ 90 %) n'ont fait l'objet de prélèvements qu'une ou deux fois au cours de la période de relevés.

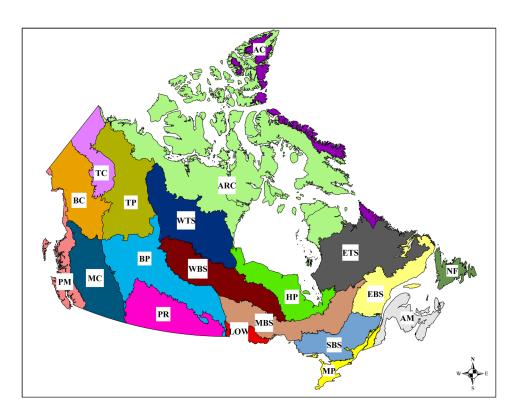


FIGURE 11.2 Carte du Canada indiquant la délimitation des principales écozones terrestres Voici les abréviations des écozones : AC (Cordillère arctique), ARC (arctique), TC (taïga de la Cordillère), BC (Cordillère pacifique), PM (maritime du Pacifique), MC (Cordillère montagnarde), TP (Plaines de la taïga), BP (plaines boréales), PR (Prairies), WTS (région occidentale du bouclier de la taïga), WBS (région occidentale du bouclier boréal), LOW (lac des Bois), MBS (région centrale du bouclier boréal), HP (plaines hudsoniennes), SBS (région méridionale du bouclier boréal), MP (plaines à forêts mixtes), ETS (région orientale du bouclier de la taïga), EBS (région orientale du bouclier boréal), AM (maritime de l'Atlantique), NF (Terre-Neuve).

Le taux de changement des concentrations de mercure qui a été estimé chez le touladi. le doré jaune et le grand brochet de taille standard varie considérablement et se situe généralement entre -1,5 et +1,5 % an⁻¹.et comporte peu de données aberrantes (figure 11.3). En général, les écozones où le nombre de sites sur lesquels des prélèvements sont effectués est petit ne permettent pas d'obtenir une tendance significative (positive ou négative), en grande partie, en raison des fortes incertitudes associées à ces estimations. Il y a toutefois certaines exceptions: lorsque la tendance d'une écozone est obtenue à partir d'un échantillonnage plus localisé au sein d'une écozone (p. ex. doré jaune - Cordillère montagnarde) ou des échantillons en très faibles quantités (p. ex. grand brochet - Arctique).

Les écozones sont disposées selon un gradient allant de l'ouest à l'est, de gauche à droite. Les abréviations utilisées sont les mêmes que celles de la figure 11.2. Les nombres entre crochets qui se trouvent au-dessus des estimations des tendances indiquent le nombre de sites au sein de chaque écozone.

Sur la période allant de 1967 à 2010, les concentrations de mercure sont soit en déclin ou ne révèlent aucune tendance significative pour la majorité des écozones, et ce, pour toutes les espèces. On a observé des augmentations importantes chez le touladi dans trois écozones : l'Arctique, la taïga des plaines et les plaines boréales et chez le grand brochet dans l'écozone de l'Arctique, la région orientale de la taïga et la région orientale du bouclier

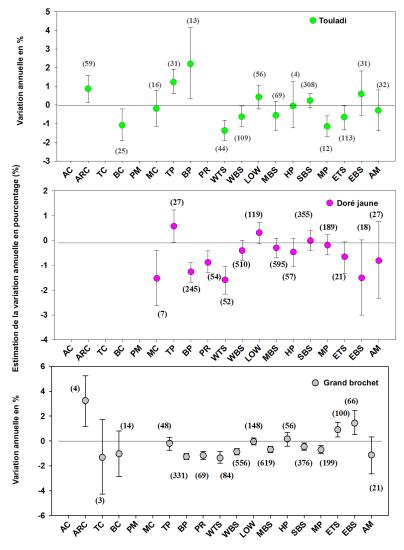


FIGURE 11.3 Estimation du pourcentage (%) annuel du changement des concentrations de mercure dans les filets sans peau du touladi (haut - 54 cm), du doré jaune (milieu - 42 cm) et du grand brochet (bas - 61 cm) dans les écozones entre 1967 et 2010 (intervalle de confiance de 95 %)

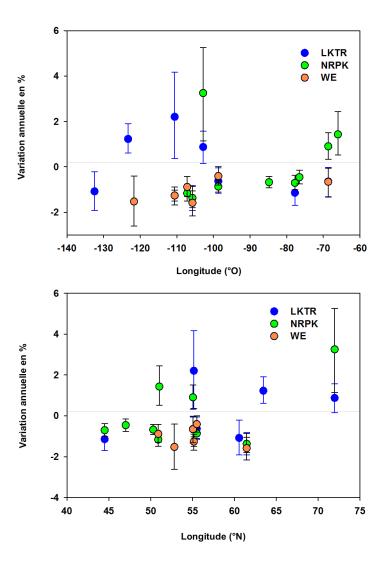


FIGURE 11.4 Tendances estimées au niveau des écozones pour les tendances statistiquement significatives et différentes de zéro chez le touladi (LKTR), le grand brochet (NRPK) et le doré jaune (WE) en fonction de la longitude (haut) et de la latitude (bas) (intervalle de confiance de 95 % et calculé comme le centroïde du polygone de l'écozone)

boréal. On n'a observé aucune tendance pour le doré jaune (figure 11.3).

Lorsqu'on observait les tendances au niveau de l'écozone devenir importantes, il n'existait aucune variation longitudinale évidente chez les espèces pour lesquelles il y a eu des estimations des augmentations de la concentration de mercure (figure 11.4). Toutefois, pour les écozones connaissant des déclins importants des concentrations de mercure, les taux de déclin les plus élevés ont été observés dans les écozones occidentales et centrales du Canada, bien que cela n'ait pas empêché des déclins dans certaines écozones de l'est du Canada (figure 11.4). Il ne

semble pas y avoir de tendance cohérente en fonction de la latitude. Toutefois, les taux d'augmentation estimés importants et observés au nord du Canada (figure 11.4) étaient intéressants, en raison de leur conformité aux recherches réalisées séparément sur l'Arctique (Evant et Muir, 2010a, b; Stren, 2010b), mais le nombre d'échantillons prélevés est parmi les plus faibles, il faut donc les considérer avec circonspection.

Bien que ces tendances à grande échelle semblent indiquer de légers déclins des concentrations de mercure dans certaines écozones, il faut souligner que les déductions concernant les relations de cause à effet sont difficiles à faire. Les tendances géographiques au niveau des écozones laissent entendre que les écozones de l'est du Canada connaissent un taux de déclin plus lent des concentrations de mercure chez les poissons par rapport à l'ouest ou au centre du Canada. De telles tendances sont conformes au lent rétablissement des écosystèmes aquatiques (surtout ceux ayant des proportions importantes de terres humides et de couverts forestiers) après les dépôts atmosphériques importants de sulfates et de mercure issus des activités anthropiques (Driscoll et al., 2007: Coleman-Wasik et al., 2012). Toutefois, en raison des changements dans les dépôts de mercure qui ont eu lieu en même temps que les réductions des émissions de soufre, il est difficile de déterminer l'importance des facteurs influant sur les concentrations de mercure chez les poissons (Lucotte et al., en cours de préparation). Les erreurs de méthodologie produites par les différentes approches d'échantillonnage (notamment les changements spatiaux et temporels au cours des activités d'échantillonnage) ne peuvent être totalement résolues avec la compilation des données au niveau de l'écozone. La variabilité au sein d'une écozone (après ajustement de la taille et du type de portion des poissons) est toujours importante et peut masquer les tendances non linéaires ou les renversements de tendances qui ont été signalés au cours d'autres études dans des secteurs régionaux de plus petite taille (p. ex. Monson 2009; Monson et al., 2011). Par ailleurs, le nombre de plans d'eau de chaque écozone sur lesquels ont été effectués des prélèvements représente une fraction infime des lacs et des rivières où évoluent les poissons. La pertinence liée aux sites choisis reste donc incertaine. Néanmoins, la variabilité non négligeable au niveau de l'écozone souligne la valeur exceptionnelle des programmes de suivi à long terme propres aux sites. Dans les sections qui suivent, les études et les ensembles de données seront mis en évidence et on détaillera le contexte afin de comprendre les facteurs influant les changements temporels des concentrations de mercure chez les poissons.

11.4.2 Tendances temporelles chez certaines populations

L'aspect le plus évident des ensembles de données utilisés permettant d'évaluer les tendances temporelles chez les poissons est la variabilité interannuelle au sein des populations de poissons. Souvent, la détermination d'une tendance temporelle générale n'est pas possible, même lorsque la concentration de mercure augmente ou diminue de façon générale au cours de périodes données. Par ailleurs, si les données n'ont pas été réunies chaque année et si les écarts chronologiques sont importants, on peut observer des tendances statistiquement significatives, mais ces dernières ne peuvent pas contenir de variabilité au sein du système. Il faut faire attention lorsqu'il s'agit d'interpréter de telles données.

Les ensembles de données les plus pertinents pour le suivi à long terme des poissons au Canada viennent de l'Arctique canadien. Ces données ont été recueillies dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord. Les bassins versants locaux sont généralement la principale source d'eau des lacs arctiques (Wrona et al., 2004). Au printemps, la période de ruissellement de trois semaines (courant d'eau douce) est la principale voie de pénétration du mercure au sein de ces écosystèmes (Semkin et al., 2005). Toutefois, les divers facteurs abiotiques et biotiques peuvent également avoir des répercussions sur le mercure présent dans ces poissons, comme cela a été mentionné précédemment.

Dans le Grand lac des Esclaves (Territoires du Nord-Ouest), aucune tendance temporelle significative n'a été signalée pour les concentrations de mercure du doré jaune ou du grand brochet (Evans et Muir, 2010 a, b). Il y a eu des augmentations importantes du mercure chez le touladi à la fois au bassin ouest et au bras est du lac. La lotte du bassin ouest (Evant et Muir [2010 a, b, 2012]) et à proximité du Fort Good Hope du fleuve Mackenzie, qui s'écoule du Grand lac des Esclaves, subit également des augmentations de la concentration de mercure (Stern, 2010a) (figure 11.5). L'augmentation temporelle du mercure chez la lotte du fleuve Mackenzie ne peut être expliquée par les changements des dépôts atmosphériques, ni par les

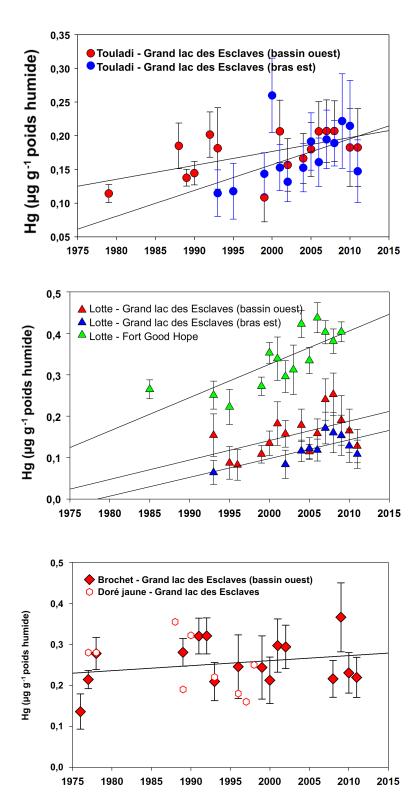


FIGURE 11.5 Tendances temporelles des concentrations de mercure dans les muscles des poissons du bassin versant du Grand lac des Esclaves dans les Territoires du Nord-Ouest (moyennes arithmétiques+ erreurs-types). Les données sur le touladi, le grand brochet et la lotte du Grand lac des Esclaves d'Evans et Muir (2010 a, b, 2012); données sur la lotte provenant de Fort Good Hope de Stern (2010a); données sur le doré jaune de Lockhart *et al.*, (2005)(erreurs-types non disponibles pour le doré jaune).

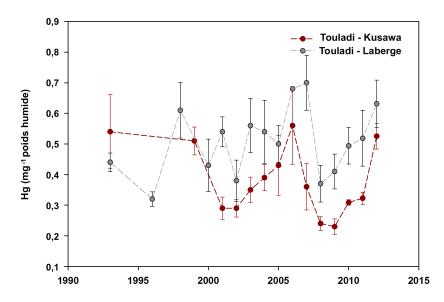


FIGURE 11.6 Tendances temporelles des concentrations de mercure dans les muscles du touladi du lac Laberge et du lac Kusawa au Yukon (moyennes arithmétiques + erreurs-types) (Stern, 2010b, et données non publiées). Concernant le lac Kusawa, seuls les touladis mesurant moins de 700 mm ont été pris en compte dans l'analyse.

changements des caractéristiques physiologiques des poissons ni même par les changements des habitudes alimentaires des poissons (Carrie et al., 2010). Il y a, toutefois, une corrélation temporelle surprenante entre les concentrations de mercure total dans les muscles de la lotte et dans les carottes de sédiments prélevées de ce secteur. Contrairement au Grand lac des Esclaves, il n'y avait aucune corrélation semblable correspondante (Evans et Muir, 2010a). Toutefois, les deux secteurs révèlent une augmentation importante de la concentration labile des matières organiques dérivées des algues. La réduction de la période de couverture de glace et donc l'amélioration du taux d'ensoleillement pour la croissance des alques sont une explication plausible de l'influence de la montée de la température de l'air sur la productivité des algues. L'augmentation considérable de la concentration de mercure total chez la lotte qui coïncide avec les tendances temporelles de la productivité des algues dans les lacs et les changements de la concentration de mercure dans les sédiments (dans le cas du fleuve Mackenzie) laissent entendre que le réchauffement climatique ou les changements climatiques peuvent faire intervenir le mercure, occasionnant pour les poissons de l'Arctique à une exposition accrue au mercure.

Les données sur les poissons du lac Laberge et du lac Kusawa au Yukon constituent deux ensembles de données parmi les plus fiables pour les secteurs n'ayant aucun apport direct de mercure. Les données annuelles existent de 1993 à 2012 pour les deux lacs; il n'existe qu'une seule interruption d'une année pour le lac Laberge (Stern, 2010b et données non publiées). Bien qu'aucune tendance générale n'ait été observée dans les concentrations de mercure chez le touladi, et ce, pour les deux lacs, des variations importantes ont été observées d'une année à l'autre chez les poissons du lac Kusawa et du lac Laberge (figure 11.6). Ceci est normal, car le lac Kusawa se situe au sein du bassin versant alimentant le lac Laberge. Le lac Kusawa est avant tout alimenté par un glacier et dispose d'un petit bassin versant (4 300 km²), tandis que le lac Laberge récupère le débit entrant d'un bassin versant de plus grande taille (31 500 km²). Cette différence dans la superficie peut expliquer les concentrations élevées de mercure chez le touladi du lac Laberge. Toutefois, on ne sait pas ce qui occasionne les variations temporelles des concentrations de mercure chez les poissons présents dans ces deux lacs.

Bien que les concentrations de mercure chez l'omble chevalier confiné aux eaux intérieures des lacs Resolute, Char et Amituk de l'Île Cornwallis et du

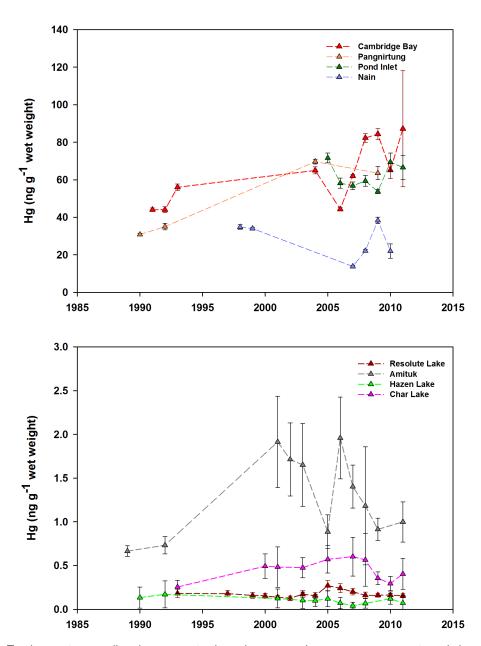


FIGURE 11.7 Tendances temporelles des concentrations de mercure (moyennes + erreurs-types) dans les tissus musculaires de l'omble chevalier confiné aux eaux intérieures des lacs Amituk, Char, Hazen et Resolute au Nunavut (en haut, moyennes géométriques; Muir 2011) et de l'omble chevalier anadrome de Cambridge Bay, Pangnirtung, inlet Pond au Nunavut et Nain à Terre-Neuve-et-Labrador (en bas, moyennes arithmétiques; Lockhart *et al.*, 2005, Evans et Muir, 2010c)

Lac Hazen dans le parc national Quttinirpaaq de l'Île d'Ellesmere aient chuté depuis 2005 à peu près, aucune tendance significative n'est digne d'être signalée. C'est probablement en raison du nombre d'années d'échantillonnage qui est très peu important (Muir, 2011) (figure 11.7). On observe une tendance similaire chez l'omble chevalier anadrome de l'inlet Pond (Evans et Muir, 2010c), mais le nombre d'années d'échantillonnage est encore une fois peu important et la tendance n'est statistiquement pas significative

(figure 11.7). D'importantes augmentations de la concentration de mercure ont été observées chez l'omble chevalier anadrome de Pangnirtung et de Cambridge Bay entre 1990 et 2009, tandis que les concentrations ont considérablement diminué entre 1998 et 2009 chez les mêmes espèces à Nain à Terre-Neuve-et-Labrador (Evans et Muir, 2010c) (figure 11.7). Ces tendances s'appuient sur les données limitées et sporadiques et doivent donc être interprétées avec prudence.

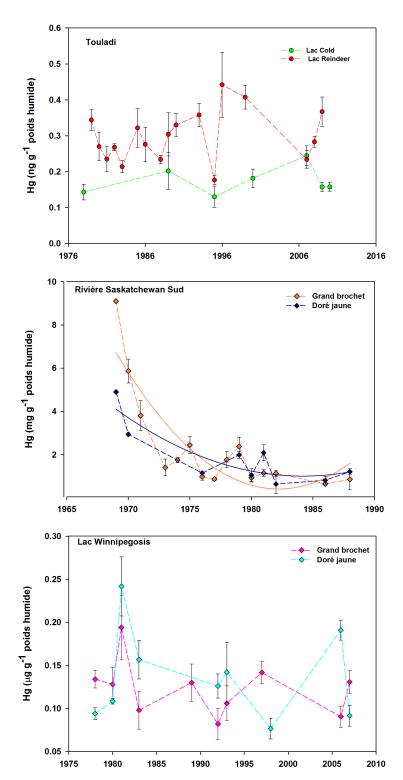


FIGURE 11.8 Tendances temporelles des concentrations de mercure (moyennes arithmétiques + erreurs-types) dans les tissus musculaires du touladi du lac Reindeer en Saskatchewan et du lac Cold en Alberta (en haut; données de Pêches et Océans Canada et de la base de données de l'Agence canadienne d'inspection des aliments entre 1970 et 1998, Evans et al., 2005, données non publiées, Environnement Canada); du grand brochet et du doré jaune de la rivière Saskatchewan Sud en Saskatchewan avec courbes de fonctions polynômes de deuxième degré (au milieu; Wobeser et al., 1970, données non publiées, Ministère de l'Environnement de la Saskatchewan); du grand brochet et du doré jaune du lac Winnipegosis (en bas; données non publiées, direction générale des inspections de Pêches et Océans Canada et du programme de Gestion des ressources hydriques du Manitoba).

Les concentrations de mercure ont atteint un pic au début des années 1990 chez le grand brochet et le doré jaune qui ont été prélevés dans 90 lacs au centre et au nord du Québec. Ces données ont été recueillies de facon périodique (tous les deux à quatre ans entre 1979 et 2010). Lucott et al., (en cours de préparation) ont découvert que les fluctuations à long terme des dépôts acides n'influent pas considérablement sur les concentrations de mercure chez ces poissons. Toutefois, les années les plus chaudes correspondaient aux concentrations de mercure les plus faibles chez le doré jaune, principalement à cause de l'augmentation du taux de croissance en parallèle à celle de la température de l'eau. Il a été prouvé que les dorés jaunes qui grandissajent rapidement avaient des concentrations de mercure moins élevées que les spécimens qui grandissaient lentement, et ce, à partir une certaine taille (Simoneau et al., 2005; Lavigne et al., 2010).

Il existe peu d'ensembles de données à long terme disponibles pour les poissons du sud du Canada évoluant dans ces secteurs ne recevant pas d'apports directs de mercure; et le peu qui existe est enclin vers des régimes d'échantillonnage intermittents. Par exemple, on n'a découvert aucune tendance significative des concentrations de mercure chez le touladi du lac Reindeer en Saskatchewan et du lac Cold en Alberta, chez le doré jaune du lac Winnipegosis au Manitoba et chez le grand brochet de la rivière Saskatchewan Sud en Saskatchewan (figure 11.8). Bien qu'une tendance décroissante ait été observée dans les concentrations de mercure du grand brochet et du doré jaune de la rivière Saskatchewan Sud, cette tendance a été principalement favorisée par des concentrations élevées au cours des trois premières années (1969 à 1971). Depuis lors, les concentrations sont relativement stables (figure 11.8).

11.5 TENDANCES TEMPORELLES CHEZ LES OISEAUX

Peakall et al., (1990) ont tenté d'évaluer les tendances temporelles des contaminants dans les œufs du Faucon pèlerin au Canada en les regroupant par ère générale (groupements de six à sept ans). Noble et Elliott (1990) sont allés un peu plus loin en évaluant les tendances temporelles des contaminants dans les œufs de rapaces au Canada en les regroupant en régions géographiques ainsi que par périodes. Les deux tentatives ont eu pour résultat une tendance temporelle incertaine chez ces oiseaux. Par conséquent, les ensembles de données à long terme sur le mercure concernant les rapaces au Canada représentent des lacunes importantes dans les données. Les espèces d'oiseaux piscivores sont exposées au mercure. Il existe un certain nombre d'ensembles de données à long terme sur les oiseaux marins piscivores, mais il en existe peu pour les oiseaux d'eau douce. Elliott et al., (2000) ont évalué sur plusieurs années le mercure présent dans les œufs du Balbuzard pêcheur vivant dans certains sites d'eau douce en Colombie-Britannique. mais aucune tendance temporelle évidente n'en est ressortie. Voici une autre lacune importante dans les données concernant les tendances temporelles des concentrations de mercure chez les oiseaux d'eau douce piscivores au Canada.

Il existe des ensembles de données à long terme pour les oiseaux de mer du Haut-Arctique et de la baie d'Hudson (Braune, 2009), du golfe du Saint-Laurent (Champoux et al., en cours de préparation) et de l'Atlantique (Burgess et al., 2013). Des données supplémentaires ont été recueillies de la côte Pacifique par Environnement Canada, mais elles ne sont pas encore disponibles. En ce qui concerne les autres biotes, les tendances varient selon les secteurs. les espèces et même au sein des colonies pour une même espèce d'un secteur, ce qui met en évidence la difficulté d'évaluer les tendances générales et souligne l'importance de discerner les dynamiques d'un écosystème. Dans certains cas, il peut être essentiel de prendre en compte le niveau trophique dans l'interprétation des tendances temporelles des concentrations de mercure.

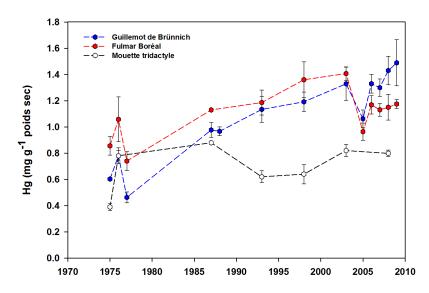


FIGURE 11.9 Tendances temporelles des concentrations de mercure (moyennes ± erreurs-types) dans les œufs du Guillemot de Brünnich, du Fulmar boréal et de la Mouette tridactyle de l'île Prince Leopold au Nunavut (Braune, 2009)

Entre 1975 et 2008-2009, sur l'île Prince Leopold dans le Haut-Arctique, les concentrations de mercure ont augmenté dans les œufs du Guillemot de Brünnich. du Fulmar boréal et de la Mouette tridactyle (Braune. 2009; figure 11.9), mais il n'existe aucune tendance apparente des concentrations pour la colonie de quillemots de Brünnich de l'Île Coats. Toutefois, une fois les données ajustées en fonction de la position au sein du réseau trophique, on a également observé une tendance à la hausse importante des concentrations de mercure dans les œufs des spécimens de la colonie de l'île Coats (Braune, 2010; figure 11.10). Entre 1980 et 2002, il y a eu un changement dans le régime alimentaire du Guillemot de Brünnich de l'île Coats : l'espèce est passée de la morue polaire (et d'espèces de poissons benthiques) au capelan puis au lançon (Gaston et al., 2003). Ce changement de régime alimentaire peut être dû à la présence réduite de morues polaires en raison du réchauffement des océans et des périodes prolongées sans glace signalées dans la baie d'Hudson (Gaston et al., 2003; Davidson et al., 2008; Gaston et al., 2009). Par contre, il n'y a eu aucun changement de la couverture de glace en été signalé à l'île Prince Leopold, (Davidson et al., 2008) et les Guillemots de Brünnich de l'île Prince Leopold ont conservé leur régime alimentaire composé de morues polaires (Davidson et al., 2008). Cela indique que le changement de régime alimentaire ayant eu lieu pour les Guillemots de Brünnich à l'île Coats a influé sur la tendance temporelle des concentrations de mercure chez cette colonie.

La position au sein du réseau trophique ne semble pas être un facteur important expliquant le déclin des concentrations de mercure dans les œufs du Fou de Bassan du golfe du Saint-Laurent (figure 11.11). Bien que les isotopes stables du carbone dans les œufs du Fou de Bassan diminuent considérablement en parallèle au déclin important de la concentration de mercure dans les œufs entre 1696 et 2009, le rapport est devenu nul après correction (effet Suess) en raison de l'augmentation de l'émission de dioxyde de carbone. Cela indique que les changements du régime alimentaire et du niveau trophique ne peuvent expliquer la diminution des résidus de mercure mesurés. Par ailleurs, les données sur le régime alimentaire du Fou de Bassan révèlent peu de changements (Champoux et al., 2015).

Les œufs du Goéland argenté de la côte atlantique (après ajustements des concentrations) ne révèlent aucun changement dans les concentrations de mercure au fil du temps chez quatre des cinq colonies étudiées. Les concentrations de mercure dans les œufs prélevés sur Gull Island, à Terre-Neuve-et-Labrador ont augmenté entre 1977 et 1992, puis ont diminué de façon abrupte pour ensuite augmenter de nouveau et atteindre les mêmes niveaux entre 1996 et 2008 (Burgess *et al.*, 2013; figure 11.12). On pensait que la chute brutale des concentrations au sein de cette colonie était due au changement de régime alimentaire (qui n'est pas pris en compte dans les données δ15N) pouvant être liés à des changements

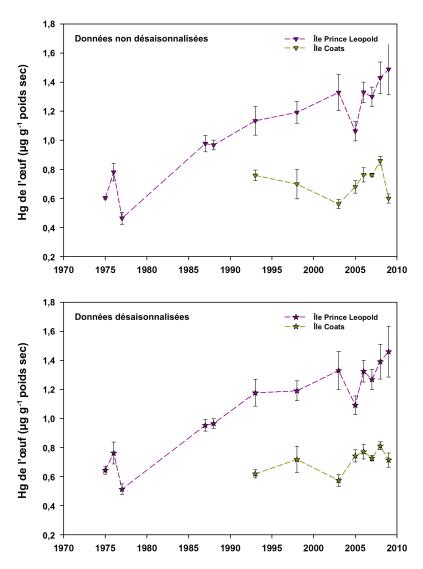


FIGURE 11.10 Concentrations moyennes non ajustées (± erreurs-types) de mercure dans les œufs du Guillemot de Brünnich de l'île Prince Leopold et de l'île Coats au Nunavut (en haut) et concentrations de mercure ajustées en fonction de la position au sein du réseau trophique (en bas) (Braune, 2010)

océanographiques importants et à leurs conséquences sur les poissons fourrages autour de Terre-Neuve au début et au milieu des années 1990. De même, à cette époque on pensait que la fin de la pêche à la morue polaire à Terre-Neuve-et-Labrador allait avoir des répercussions sur le changement du régime alimentaire. Les augmentations des concentrations de mercure observées après 1996 peuvent être rattachées à la modification du régime alimentaire : des rebuts de poissons à l'Océanite cul-blanc, qui a tendance à avoir une concentration de mercure plus élevée que le Goéland argenté du Canada atlantique (Elliott *et al.*, 1992; Burgess *et al.*, 2013).

Les raisons expliquant les augmentations récentes du mercure chez les oiseaux marins de l'Arctique et chez certains oiseaux marins de l'Atlantique ainsi que la diminution du mercure chez les fous de Bassan du fleuve Saint-Laurent ne sont pas connues, mais il pourrait y avoir des changements dans les dépôts atmosphériques de mercure liés aux émissions naturelles et anthropiques. De même, les processus environnementaux et biologiques (p. ex. réseau trophique) qui peuvent être influencés par les changements climatiques pourraient influer sur ces tendances temporelles. Il faut réaliser une autre étude dans ce secteur pour définir de façon plus exacte les facteurs influant sur les tendances des concentrations de mercure au sein de ces systèmes.

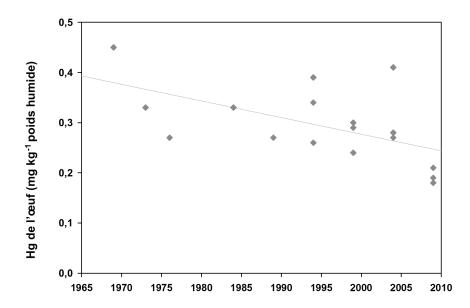


FIGURE 11.11 Tendances temporelles des concentrations de mercure (moyennes + écart-type) dans les œufs des fous de Bassan du golfe de Saint-Laurent (Champoux *et al.*, 2015,)

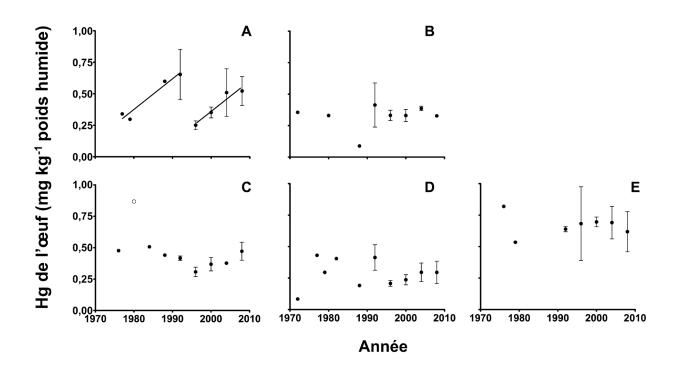


FIGURE 11.12 Concentrations temporelles des concentrations de mercure (moyennes \pm écarts-types) dans les œufs du Goéland argenté recueillis dans le Canada atlantique (Burgess *et al.*, 2013). Les concentrations de mercure présentes sur l'île aux Goélands, l'île du Corossol et l'île Manawagonish sont ajustées en fonction des changements au sein du régime alimentaire à l'aide du rapport isotopique de l'azote δ (15N).

11.6 TENDANCES TEMPORELLES CHEZ LES MAMMIFÈRES

On n'a observé aucune tendance temporelle cohérente des concentrations de mercure chez les mammifères au Canada (tableau 11.1). Les tendances varient énormément chez les espèces, voire occasionnellement au sein d'une même population en fonction du sexe et des groupes d'âge.

11.6.1 Milieu terrestre

Les données recueillies chaque année sur les reins des orignaux du Yukon sont disponibles pour la période 1994-2003, ainsi que pour 2008 (Gamberd, Palmer et Roach, 2005 et données non publiées). Étant donné l'absence de données entre 2003 et 2008 et bien qu'une tendance à la baisse soit évidente (figure 11.13), il est impossible de vérifier s'il s'agit effectivement d'un déclin ou si cela fait partie d'une oscillation, tout comme chez le caribou de la Porcupine (figure 11.13). Entre 1988 et 2012, les concentrations de mercure ont été évaluées chez un certain nombre de hardes de caribous de la toundra et de caribous des bois au Canada; ces évaluations se poursuivent. Le fait de déterminer

les tendances temporelles à partir de ces données est difficile, car les concentrations de mercure chez ces caribous évoluent en fonction des prélèvements saisonniers et du sexe (Gamberg et al., 2005). Il n'existe aucune tendance générale statistiquement significative sur les concentrations de mercure dans les reins des hardes de caribous de la Porcupine, mais on peut observer une variation temporelle apparente qui semble être cyclique (figure 11.13; Gamberg, 2011 et données non publiées). Cette variation interannuelle est probablement influencée par les régimes atmosphériques des dépôts de mercure (Dastoor et Larocque, 2004) et par les conditions environnementales ayant une incidence sur les concentrations de mercure dans les fourrages d'hiver conjointement avec la présence et la sélection des fourrages par les caribous. Il y a aussi d'autres facteurs comme l'arrivée du feuillage printanier et le passage ultérieur au fourrage où la concentration de mercure est plus faible. La concentration en mercure pourrait donc éventuellement être influencée par un climat changeant.

À l'exception de l'orignal et du caribou, il existe peu d'ensembles de données sur les mammifères terrestres au Canada permettant des analyses de la tendance temporelle. Plus précisément, il n'existe aucune donnée relative aux tendances temporelles

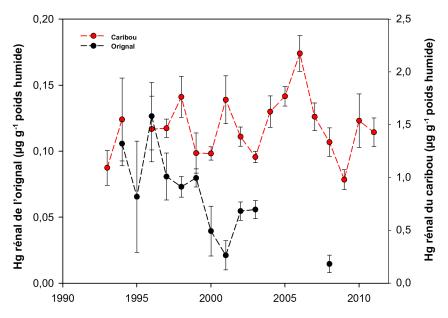


FIGURE 11.13 Tendances temporelles des concentrations de mercure (moyennes arithmétiques + erreurs-types) dans les reins d'orignaux et de caribous de la Porcupine mâles prélevés en automne dans le Territoire du Yukon (données de Gamberg, 2006, 2009, 2010 et données non publiées)

TABLEAU 11.1 Récapitulatif des tendances temporelles des concentrations de mercure total chez les mammifères au Canada selon les articles récents

Espèce	Région	Sexe	Tissu	Nombre d'échantillons (N)	Tendance	Importance de la tendance	Référence
Orignal	Yukon	Mâles	Reins	1994 - 2003 (12)	\downarrow	S	1
Caribou	Yukon	Mâles	Reins	1993 - 2012 (19)	\rightarrow	NS	2
Dauphin	Nouveau- Brunswick	Mâles	Foie	1970 - 1976 (7)	↑	S	3
		Femelles	Foie	1970 - 1976 (7)	↑	S	3
Béluga	Arviat	Femelles	Muscle	1984 - 2008 (8)	\downarrow	S	4
			Foie	1984 - 2008 (8)	↑	S	4
		Mâles	Muscle	1984 - 2008 (8)	\rightarrow	NS	4
			Foie	1984 - 2008 (8)	\rightarrow	NS	4
	Sanikiluaq	Femelles	Muscle	1984 - 2008 (8)	\rightarrow	NS	4
			Foie	1994 - 2008 (7)	\rightarrow	NS	4
		Mâles	Muscle	1984 - 2008 (8)	\rightarrow	NS	4
			Foie	1984 - 2008 (8)	\rightarrow	NS	4
	Arctique de l'Ouest	Les deux	Foie	1981 - 2002 (7)	↑	S	5
			Foie	2003 - 2010 (8)	\downarrow	NS	5
			Muscle	1981 - 2002 (6)	↑	S	5
			Muscle	2003 - 2010 (8)	\downarrow	S	5
Phoque annelé	Arviat	Les deux	Muscle	2003 - 2011 (8)	\rightarrow	NS	6
	Pangnirtung	Les deux	Muscle	1999 - 2011 (5)	\rightarrow	NS	6
	Resolute	Les deux	Muscle	2004 - 2011 (8)	\rightarrow	NS	6
	Sachs Harbour	Les deux	Muscle	2001 - 2011 (6)	\rightarrow	NS	6
	Ulukhaktok	Les deux	Muscle	1972 - 2008 (10)	\rightarrow	NS	7
Morse	lgloolik	Les deux	Foie	1982 - 2008 (9)	\rightarrow	NS	8
	Hall Beach	Les deux	Foie	1988 - 2008 (6)	\rightarrow	NS	8
Narval	Pond Inlet	Les deux	Foie	1978 - 2004 (8)	\rightarrow	NS	8
	Baie de l'Arctique	Les deux	Foie	1983 - 2004 (5)	\rightarrow	NS	8
Ours blanc	Arctique canadien	Les deux	Foie	1982 - 2008 (3)	\rightarrow	NS	9

 $[\]uparrow$ - tendance à la hausse \downarrow - tendance à la baisse; \rightarrow - aucune tendance

Références : 1- Gamberg et al., 2005; 2- Gamberg, 2011, données non publiées; 3- Gaskin et al., 1979; 4- Gaden et Stern, 2010; 5- Stern et Loseto, 2010; 6- Muir et al., 2012; 7- Gaden et al., 2009; 8- Stern, 2010c; 9- Rush et al., 2008

N nombre d'échantillons; S indique qu'il y a une tendance significative; NS indique qu'il n'y a aucune tendance notable

pour les mammifères terrestres piscivores (vison et loutre) qui pourraient être exposés au mercure. Cela représente une lacune importante en matière de données.

11.6.2 Tendances historiques dans le milieu marin

Il y a eu une augmentation bien plus élevée des émissions de mercure dans l'atmosphère et des flux dans les eaux marines et les eaux douces en raison des activités humaines (Mason et al., 1994). Les tissus durs calcifiés tels que les dents peuvent être utilisés pour évaluer les concentrations de mercure dans le biote arctique depuis l'ère préindustrielle. D'anciens échantillons de tissus durs sont souvent bien préservés dans des climats secs et froids tels que ceux des régions polaires. Ils sont bien représentés dans les sites archéologiques de l'Arctique et dans les collections des musées. Les dents des mammifères marins contiennent du mercure qui peut être corrélé aux tissus mous, dont les muscles, les reins, le foie et le muktuk afin de connaître les concentrations de mercure chez un animal (Outridge et al., 2000). Par conséquent, l'analyse d'anciens échantillons et d'échantillons plus récents de dents peut donner de l'information sur les changements dans l'absorption et de la charge corporelle de mercure chez les espèces sauvages.

La quantité de mercure présent dans les dents du béluga, du morse et du phoque annelé de l'Arctique canadien a été examinée chez des populations de l'ère pré-industrielle (XIX^e siècle et début jusqu'au milieu du XXe siècle) jusqu'à aujourd'hui (Outridge et al., 2002; Outridge et al., 2005, 2009). Les changements à long terme de la concentration de mercure ont été évalués en fonction de la structure par âge et des données sur le régime alimentaire des animaux déduites des isotopes stables du carbone et de l'azote présents dans les dents. L'enjeu de la préservation des concentrations de mercure originelles au sein des échantillons datant de l'ère pré-industrielle est abordé en détail par Outridge et al., (2005) et Dietz et al., (2009). On a observé une augmentation notable de la quantité de mercure dans les dents du phoque annelé actuel du golfe

Amundsen par rapport à celles du phoque annelé de l'époque et dans celles du béluga de la mer de Beaufort et à proximité de l'île Somerset (figure 11.14; Outridge et al., 2002; Outridge et al., 2005, 2009)). Dans la région de la mer de Beaufort et du golfe Amundsen, les concentrations de mercure dans le biote marin a augmenté après la fin du XIX^e siècle, les augmentations les plus importantes ayant eu lieu au milieu du XX^e siècle. Les dents de béluga prélevées autour de l'île Somerset à partir de la fin du XIX^e siècle jusqu'en 1998 révèlent des augmentations de la concentration du mercure de 1,2 à 5,5 fois plus élevées, avec cependant aucun changement jusque dans les années 1920 à 1940. On suppose donc que la majeure partie des augmentations voire la totalité a eu lieu au début du XXe siècle. (Outridge et al.. 2005; Dietz et al., 2009) Cette tendance historique de l'Arctique canadien concorde avec les autres observations faites au Groenland sur la concentration de mercure dans les tissus durs des animaux (Dietz et al., 2009).

La concentration de mercure dans les dents de spécimens datant de la période pré-industrielle et de spécimens actuels augmente avec l'âge de l'animal, reflétant une bioaccumulation plus importante chez les individus plus âgés (figure 11.14). De même, on a observé que les différences entre les anciens échantillons et les échantillons plus récents de phoques et de bélugas étaient les plus importantes chez les animaux âgés. Par exemple, les dents des phoques de notre époque âgés de 5 à 25 ans comportaient respectivement entre 8,8 et 17,2 fois plus de mercure par rapport aux dents de phoques du XIVe siècle (Outridge et al., 2009). Les anciennes tendances des concentrations de mercure peuvent également être influencées par les changements du comportement alimentaire des phoques et des bélugas au fil du temps, comme l'indiguent certaines différences observées dans les rapports isotopiques stables du carbone et de l'azote dans les dents (Dietz et al., 2009; Outridge et al., 2009). Toutefois, même après avoir corrigé les différences des niveaux trophiques chez le béluga de l'île Somerset à l'aide des isotopes stables de l'azote, la concentration de mercure dans les dents des spécimens actuels reste élevée (Dietz et al., 2009). Jusqu'à présent, le morse des environs d'Igloolik était la seule espèce arctique

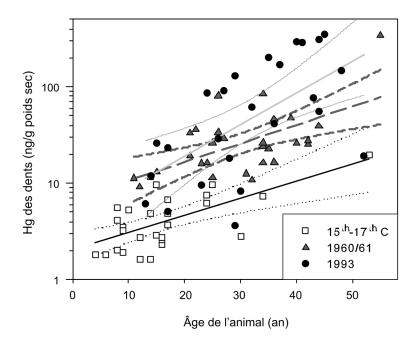


FIGURE 11.14 Concentrations de mercure (en fonction de l'âge) dans les dents du béluga de la mer de Beaufort, pêché entre le XV^e siècle et le XVII^e siècle, en 1960 et 1961 et en 1993 dans le delta du Mackenzie, avec des régressions linéaires et des marges de certitude de 95 % (Outridge *et al.*, 2009).

étudiée dont les dents des spécimens actuels n'ont pas révélé de concentrations de mercure élevées par rapport aux échantillons prélevés sur des spécimens datant de la période pré-industrielle (Outridge *et al.*, 2002). Les morses se nourrissent habituellement dans les niveaux inférieurs du réseau trophique (de myes tronquées et d'autres acéphales) et peuvent être moins concernés par les augmentations du mercure environnemental associées aux autres mammifères marins situés dans les niveaux supérieurs du réseau trophique, lesquels sont davantage touchés par la bioamplification (Bernhard et Andreae, 1984).

11.6.3 Tendances actuelles dans le milieu marin

11.6.3.1 Tendances dans le biote non arctique

Les tendances temporelles des concentrations de mercure dans le biote marin sont complexes, parfois différentes entre les sexes, les espèces, les populations d'une même espèce et souvent incohérentes au fil du temps, rendant les tendances à long terme difficiles à interpréter. Par exemple,

le béluga de l'Arctique de l'Ouest affiche des augmentations de la concentration de mercure dans les muscles et le foie jusqu'en 2002, après quoi les concentrations subissent un déclin (Stren et Loseto, 2010). En revanche, les tendances temporelles de la concentration de mercure chez le béluga de la baie d'Hudson varient en fonction du sexe, du site et des tissus (Gaden et Stern, 2010), rendant l'interprétation de ces tendances bien plus difficiles. Toutefois, ces variations observées dans les tendances peuvent servir à discerner les facteurs notables des tendances de mercure dans cet écosystème complexe. On croit que les changements dans les courants des océans ont eu des répercussions sur les concentrations de mercure chez les marsouins communs au large des côtes du Nouveau-Brunswick entre 1971 et 1977 (Gaskin et al., 1979). Les concentrations de mercure dans le foie de cette population ont légèrement décliné entre 1971 et 1974, puis ont plutôt considérablement augmenté jusqu'à la fin de la période d'étude en 1977 (figure 11.15). On n'a remarqué aucun changement au sein du réseau trophique chez les marsouins au cours de cette période. Les changements dans les concentrations de mercure ont été attribués aux changements observés

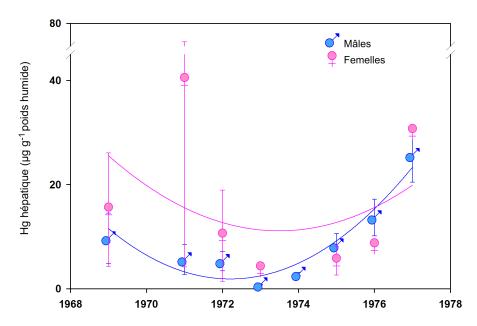


FIGURE 11.15 Tendances temporelles des concentrations de mercure (moyennes arithmétiques + erreurs-types) dans le foie des marsouins communs au large du Nouveau-Brunswick avec courbes de fonctions polynômes de deuxième degré (données de Gaskin *et al.*, (1979))

dans les courants de l'océan. Entre 1971 et 1974, la température moyenne de l'océan a augmenté de 0,5° C, mais en 1975, la température a diminué à un niveau inférieur à celui de 1970. Ce changement indique une intrusion importante de l'eau chaude du golfe du Maine et apparemment pauvre en mercure au cours des années 1970. En 1975, le courant venant de la Nouvelle-Écosse est apparemment revenu à son « état normal », ce qui a donné une augmentation du mercure présent dans cet écosystème.

11.6.3.2 Tendances dans le biote arctique

Dans l'Arctique canadien, les changements de la couverture de glace peuvent avoir des répercussions sur les concentrations de mercure chez le phoque annelé. Dans les Territoires du Nord-Ouest, les concentrations de mercure chez le phoque annelé d'Ulukhaktok révèlent un rapport avec la durée de la saison sans glace [fonctions polynômes de deuxième degré.] pour l'année précédant les prélèvements sur les phoques. Les concentrations de mercure dans les muscles étaient plus élevées au cours des années où les saisons sans glace étaient courtes (environ 60 jours) et longues (plus de 140 jours à peu près) (figure 11.16; Gaden *et al.*, 2009). Les auteurs ont émis une hypothèse selon laquelle cette tendance

observée dans les concentrations de mercure reflétait l'influence des conditions environnementales des précédentes années sur la consommation des proies par les phogues annelés. Toutefois, les rapports isotopiques de l'azote (δ 15N) et du carbone (δ 13C) du phoque annelé ne sont pas corrélés à la durée de la saison sans glace (peut-être en raison des différences entre les durées de renouvellement, les concentrations de mercure et les rapports isotopiques stables dans les muscles). Les variations de la durée de la saison sans glace peuvent avoir influé sur l'exposition alimentaire des phoques annelés au mercure en affectant la population de la morue polaire, la proie préférée du phoque annelé en hiver (Smith, 1987). Il faut réaliser une étude sur le terrain supplémentaire pour confirmer la cause de cette tendance apparente, qui pourrait être suffisamment importante dans le cadre des changements climatiques.

Les changements de la couverture de glace peuvent également expliquer, tout du moins en partie, les changements dans les concentrations de mercure chez le béluga de la baie d'Hudson au Nunavut. Les concentrations de mercure chez le béluga femelle (ajustées en fonction de l'âge) à Arviat dans la baie d'Hudson ont considérablement augmenté avec le temps dans le foie, mais ont beaucoup diminué dans

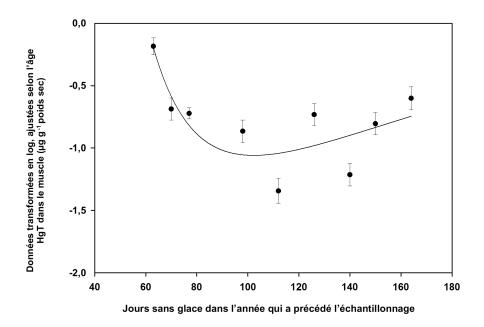


FIGURE 11.16 Moyennes des concentrations de mercure ajustées en fonction de l'âge transformées en logarithmes (± erreur-type) dans les muscles des phoques annelés adultes (d'au moins 7 ans, de tout sexe) à Ulukhaktok (Holman) entre 1973 et 2007 par rapport à la durée de la saison sans glace au cours de l'année précédant les prélèvements sur les phoques (Gaden *et al.*, 2009).

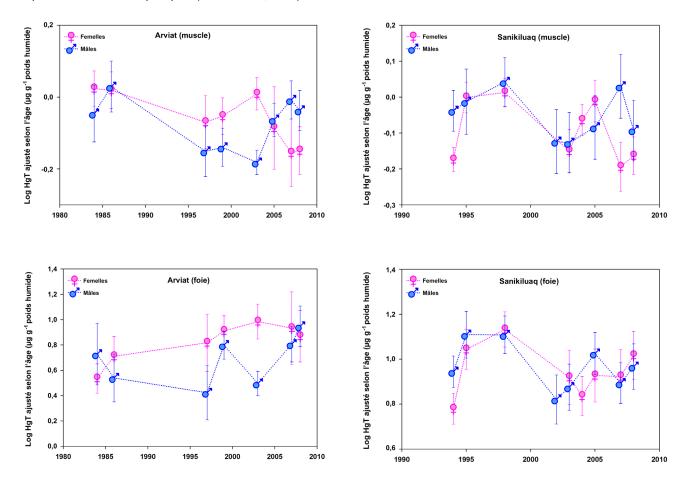


FIGURE 11.17 Tendances temporelles des concentrations de mercure total (moyennes + erreurs-types) dans les muscles (partie supérieure) et le foie (partie inférieure) du béluga prélevés à Arviat (partie à gauche) et Sanikiluaq (partie à droite) (données de Gaden et Stern, 2010).

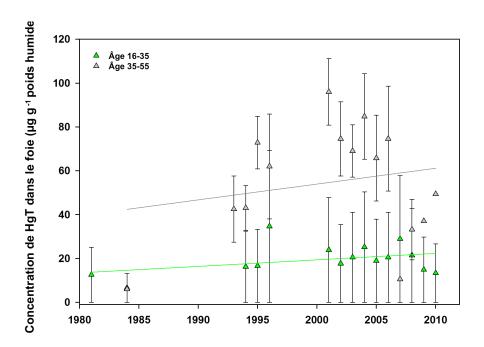


FIGURE 11.18 Tendances temporelles des concentrations de mercure (moyennes + erreurs-types) dans le foie du béluga de deux classes d'âge (16 à 35 ans et de 36 à 55 ans) de l'Arctique de l'Ouest (Stern et Loseto, 2010)

les muscles (Gaden et Stern, 2010) (figure 11.17). Le mercure présent dans le foie est essentiellement inorganique et lié au sélénium, ce qui peut le rendre pas disponible biologiquement après la déméthylation. En revanche, le mercure présent dans les muscles l'est principalement sous la forme du méthylmercure et reflète mieux l'exposition par la nourriture liée à la taille du béluga et à l'utilisation de l'habitat (Loseto et al., 2008). L'augmentation du mercure dans le foie du béluga peut en partie provenir de l'accumulation de mercure inorganique dont le taux d'élimination dans le foie des mammifères est lent (Friberg et al., 1979). Il faut remarquer qu'au sein de cette tendance générale, il y a une indication d'un point de rupture autour de 2003, tout comme chez le béluga de l'Arctique de l'Ouest. Les concentrations de mercure dans le foie du béluga femelle augmentent jusqu'en 2003 et puis diminuent légèrement, tandis que les concentrations de mercure dans les muscles sont plus au moins stables ou légèrement en déclin jusqu'à cette date pour ensuite subir une baisse bien plus importante. Le béluga mâle d'Arviat n'a affiché aucune tendance générale des concentrations de mercure pour les deux organes, laissant entendre qu'il pourrait y avoir des différences entre les sexes, pour l'habitat et la sélection des proies (Loseto et al., 2006; Loseto et al., 2008). Aucun béluga de Sanikiluag n'a affiché de

tendance temporelle des concentrations de mercure pour aucun des tissus.

Les marqueurs alimentaires évalués dans le foie du béluga (rapports isotopiques de l'azote [δ 15N] et du carbone [δ13C]) n'expliquent généralement pas les concentrations de mercure dans le foie ou les muscles du béluga d'Arviat et Sanikiluaq (Gaden et Stern, 2010). La diminution observée des concentrations de mercure dans les muscles et la déplétion des rapports isotopiques du carbone (δ13C) chez le béluga de l'Arviat laissent entendre que ces mammifères marins sont passés à un régime alimentaire plus pélagique et moins contaminé (Cherel et Hobson, 2007; Ohizumi et Miyazaki, 2010). L'absence de tendances des rapports isotopiques de l'azote (δ 15N) laisse supposer que le béluga de la baie d'Hudson n'est pas passé à des proies de niveau trophique différent (Hobson et Welch. 1992). Les ours blancs de la région occidentale de la baie d'Hudson ont également affiché un changement négatif des rapports isotopiques du carbone (δ13C) entre 1991 et 2007 (McKinney et al., 2009). L'exposition alimentaire au mercure en déclin chez certains bélugas peut être influencée par une saison sans glace plus longue dans la baie d'Hudson (Gagnon et Gough, 2005; Ford et al., 2009; Rodrigues, 2009; Hochheim et al., 2010).

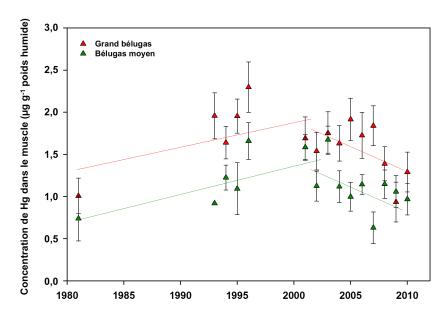


FIGURE 11.19 Concentrations de mercure dans les muscles du béluga pour deux catégories de taille (de 380 à 420 cm et supérieure à 420 cm) de l'Arctique de l'Ouest (Stern et Loseto, 2010)

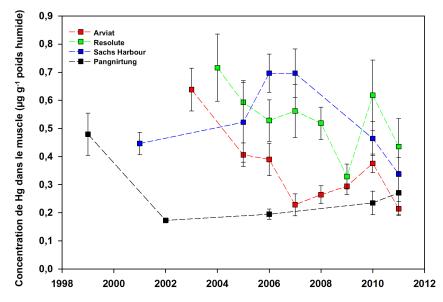


FIGURE 11.20 Tendances temporelles des concentrations de mercure (moyennes géométriques + erreurs-types) dans les muscles du phoque annelé d'Arviat, de Resolute Bay, de Sachs Harbour et de Pangnirtung (Muir *et al.*, 2012)

Dans l'Arctique de l'Ouest, on a découvert que les préférences pour la recherche de nourriture en fonction de la taille influaient sur les concentrations de mercure du béluga (Loseto *et al.*, 2008) et pouvaient éventuellement permettre d'expliquer les fluctuations temporelles des concentrations de mercure dans les muscles et le foie de ces animaux. Les concentrations de mercure augmentent considérablement dans les muscles et le foie du béluga entre 1981 et 2002, lorsque les données ont été classées en fonction de la

taille et de l'âge (Stern et Loseto, 2010). Après 2002, les concentrations dans le foie se sont stabilisées ou bien ont diminué (statistiquement non significatives) (figure 11.18), mais elles ont beaucoup diminué dans les muscles (catégorie de taille moyenne et grande) (figure11.19). Il faut davantage d'analyse pour discerner les facteurs favorisant la réduction de l'exposition actuelle du béluga au mercure dans l'Arctique de l'Ouest.

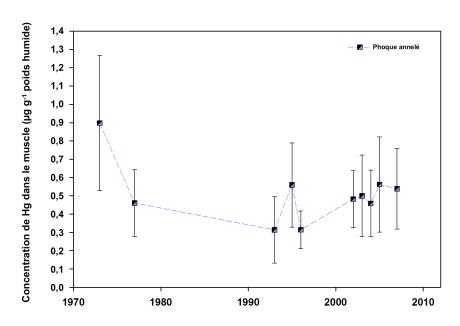


FIGURE 11.21 Tendances temporelles des concentrations de mercure total dans les muscles du phoque annelé adulte (d'au moins 7 ans, de tout sexe) à Ulukhaktok (Holman) (Gaden *et al.*, 2009)

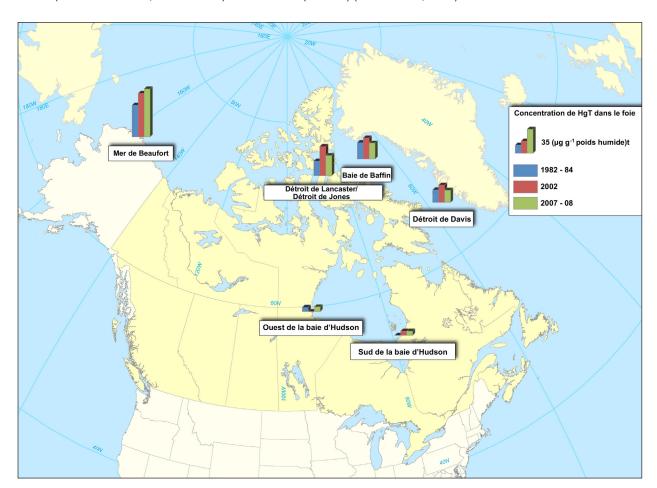


FIGURE 11.22 Concentrations de mercure total (moyennes géométriques ± erreurs-types) dans le foie d'ours blanc entre 1982 et 2008 (adapté de Routti *et al.*, 2011 et des références incluses)

On n'a découvert aucune tendance significative des concentrations de mercure dans les muscles du phoque annelé au sein des communautés d'Arviat, de Resolute, Sachs Harbour ou Pangnirtung entre 1999 et 2009 (figure 11.20; Muir 2010). On a observé des déclins chez les phoques d'Arviat et de Resolute, mais aucune tendance n'est statistiquement significative. Cela pourrait être à cause du faible nombre d'échantillons et de la grande variabilité au cours d'une même année. Cela concorde généralement avec les résultats des concentrations de mercure dans les muscles du phoque annelé d'Ulukhaktok où aucune tendance notable n'a été observée entre 2002 et 2007 (Figure 11.21; Gaden *et al.*, 2009).

Les tendances temporelles des concentrations de mercure dans le foie du phoque annelé sont également disponibles grâce à l'accent mis sur l'analyse du foie dans bon nombre de sites d'échantillonnage de l'Arctique canadien (Wagemann et al., 1996; Fisk et al., 2003) ainsi qu'à des évaluations plus récentes (Muir et al., 2008). Toutefois, les variations annuelles des concentrations de mercure dans le foie sont souvent très élevées; (Muir et al., 2008) aucune tendance temporelle évidente n'est visible.

Aucune tendance temporelle des concentrations de mercure n'a été observée dans les foies de morses prélevés à Hall Beach et Igloolikentre au Nunavut entre 1982 et 2008 (Stern, 2010c). De même, aucune tendance temporelle de concentrations de mercure n'est visible dans le foie du narval à proximité de Pond Inlet et Baie de l'Arctique au Nunavut entre 1978 et 2004 ou du béluga de Pangnirtung prélevé sur deux périodes (1991-1997 et 2005-2008) (Stern, 2010c). Dans tous les cas, le nombre d'années de suivi était faible et l'échantillonnage non fréquent. Ces ensembles de données peuvent donc être inadaptés pour déterminer les cycles ou les tendances.

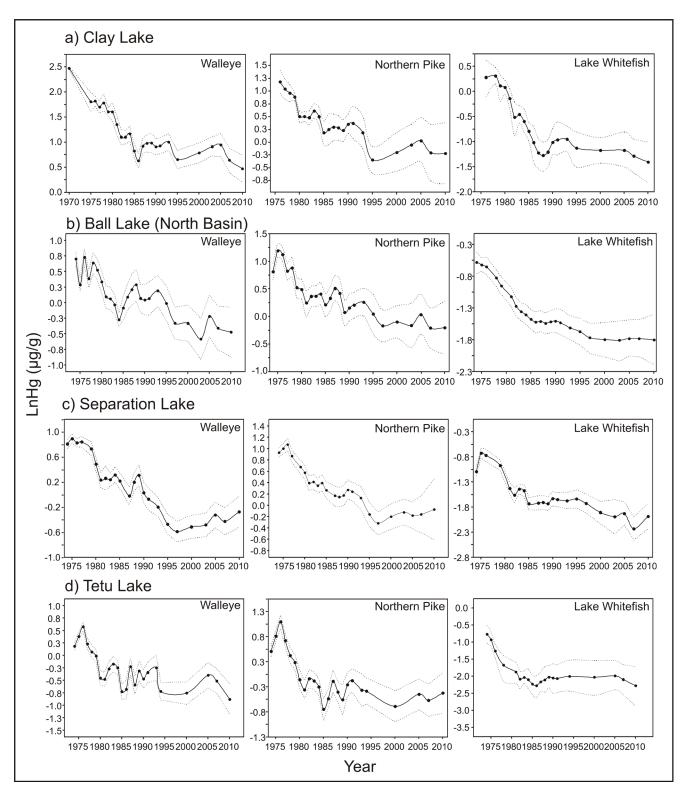
De récentes tendances temporelles des concentrations de mercure total chez l'ours blanc semblent différer entre les populations de l'Arctique circumpolaire. Chez l'ours blanc de la région de la mer de Beaufort, on observe une légère augmentation des concentrations de mercure total dans le foie entre les années 1980 et 2002 (Figure 11.22; Rush

et al., 2008). Toutefois, Routti et al., (2011) ont signalé qu'aucun changement ultérieur des concentrations de mercure total n'a été observé entre 2002 et 2007-2008 (figure 11.22). Rush et al., (2008) laissent entendre qu'une légère augmentation des concentrations de mercure total s'est produite chez l'ours blanc d'autres sites de l'Arctique canadien, sur des prélèvements effectués entre les années 1980 et 2002, mais chez plusieurs populations les concentrations de mercure ont de nouveau diminué avant 2007-2008 (figure 11.22). Avec seulement deux ou trois points de données pour chaque souspopulation d'ours blancs, il est difficile de vérifier si ces tendances sont vraies ou si elles font partie d'oscillations plus importantes des concentrations de mercure, tout comme cela a été observé dans d'autres biotes.

Étude de cas 1 : Répercussions de la contamination directe des activités anthropiques sur les tendances temporelles des concentrations de mercure dans le biote du réseau hydrographique des rivières English-Wabigoon

Le réseau hydrographique des rivières English-Wabigoon, dans le nord-ouest de l'Ontario a été gravement contaminé au mercure dans les années 1960 par les eaux résiduaires d'une usine de chloralcali. En 1970, le déversement de mercure a été réduit de 99 % et en 1975, le mercure n'a plus été utilisé au sein de l'usine. La contamination des poissons au mercure est une question particulièrement importante dans la région en raison des collectivités des Premières nations Grassy Narrows et Wabaseemoong qui dépendent de la pêche vivrière et du tourisme.

Les tendances temporelles du mercure chez les poissons de cette région ont été évaluées par Neff et al., (2012). Les concentrations de mercure chez le doré jaune, le grand brochet et le grand corégone de quatre lacs connectés de la région ont considérablement diminué entre 1970 et 2010. Après la réduction du déversement de mercure, il y a eu un déclin initial rapide jusqu'à environ 1985. Les concentrations de mercure ont été relativement constantes au cours de la décennie suivante. Il y a eu par la suite une légère baisse puis une augmentation

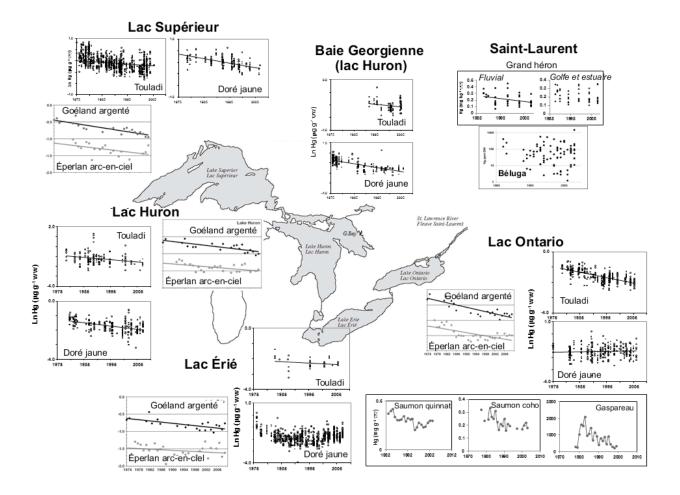


ZONE DE TEXTE FIGURE 1: Représentations graphiques de modèle dynamique linéaire des concentrations de mercure au fil du temps transformées en logarithmes naturels pour le doré jaune, le grand brochet et le grand corégone du : a) lac Clay, b) lac Ball (bassin nord), c) lac Separation et d) lac Tetu. Les modèles dynamiques linéaires présentés dans ces représentations graphiques sont les meilleurs modèles de prévision pour chaque association de lac et d'espèce. La ligne continue et la ligne pointillée correspondent respectivement à la moyenne et à l'intervalle de confiance de 95 % des prévisions postérieures (Neff et al., 2012).

ralentie pour se terminer par un pic vers 2005. Les tendances entre 2005 et 2010 étaient variables parmi les espèces et les lacs.

Bien qu'il existe un rapport notable et évident entre les concentrations de mercure et l'état des poissons pour le doré jaune des lacs Clay et Tetu et pour le grand corégone des lacs Clay et Ball, Neff et al., (2012) ont conclu qu'il était peu probable que l'état des poissons ait influencé les tendances temporelles des concentrations de mercure observées dans ce système en général. L'éperlan arc-en-ciel a été introduit dans ce système à un certain moment avant 1989. Cet événement aurait

pu coïncider avec un point de rupture des tendances des concentrations de mercure à la baisse au sein du système, particulièrement pour les prédateurs de niveau trophique supérieur, dont le doré jaune et le grand brochet. Toutefois, on ne sait pas si ces événements sont liés. Il n'y avait aucun rapport entre la température annuelle moyenne de l'air ou les précipitations annuelles moyennes et les concentrations de mercure chez les poissons de ce système. Les effets directs de la température des eaux lacustres ne pouvaient être évalués. Le transport des sédiments contaminés en aval au fil du temps peut également influer sur les concentrations de mercure chez les poissons de ces lacs interconnectés.



ZONE DE TEXTE FIGURE 2: Tendances des concentrations de mercure dans le biote de la région des Grands Lacs (adaptation avec la permission de Bhasvar *et al.*, 2010, © 2010 American Chemical Society; Weseloh *et al.*, 2011, avec la permission de Springer Science + Business Media Environmental Science and Technology; French *et al.*, 2006, © 2013/2014 the Association for the Sciences of Limnology and Oceanography, Inc. ainsi que des données de Champoux *et al.*, 2006 et des données non publiées; Lebeuf *et al.*, 2010.)

Les différences dans les tendances des concentrations de mercure des lacs pourraient être expliquées par les différences dans la morphologie des lacs, les propriétés physicochimiques, la chimie de l'eau, les caractéristiques du bassin versant et l'utilisation des terres.

Étude de cas 2 : Répercussions de la contamination directe des activités anthropiques sur les tendances temporelles des concentrations de mercure dans le biote de la région des Grands Lacs

L'écosystème des Grands Lacs est le système le plus étudié au Canada par rapport aux concentrations de mercure dans le milieu aquatique. Cet immense écosystème a eu des apports de mercure issus d'activités anthropiques du Canada et des États-Unis jusqu'en 1972, lorsque la Commission mixte internationale a mis au point l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs qui limite les apports de mercure (entre autres) dans les lacs.



Les concentrations de mercure dans la plupart des biotes de ce système ont généralement subi un déclin entre 1972 et le début des années 1990. Après cette période, certains biotes des Grands Lacs supérieurs (lac Supérieur et lac Huron) ont continué à indiquer des déclins des concentrations de mercure (chez le touladi et le doré iaune, Bhavsar et al., 2010; Gewurtz et al., 2007; chez le Goéland argenté et l'éperlan arc-en-ciel, Weseloh et al., 2011), vraisemblablement en réaction à une réduction des émissions de mercure. Toutefois, les concentrations de mercure chez le touladi et le doré iaune signalées par Environnement Canada et l'Environmental Protection Agency des États-Unis révèlent une augmentation des concentrations au cours de la même période (McGoldrick et al., 2012), tandis que le biote des Grands Lacs inférieurs (lacs Érié et Ontario) révèlent une stabilisation ou une augmentation des concentrations de mercure (Champoux et al., 2006 et données non publiées; French et al., 2006; Bhavsar et al., 2010; Gewurtz et al., 2011a; Sadraddini et al., 2011; Weseloh et al., 2011; McGoldrick et al., 2012). Il y a eu certaines exceptions : lorsque le biote de la région des Grands Lacs inférieurs n'affichait aucune tendance au fil du temps (Gewurtz et al., 2011a; Lebeuf et al., 2010).

Avant la découverte des moules zébrées dans le lac Sainte-Claire en 1988, on pensait que l'introduction de cette espèce dans le réseau des Grands Lacs avait causé une importante perturbation au sein des réseaux trophiques de ces lacs et pourrait avoir augmenté les concentrations de mercure dans le biote (French et al., 2006; Bhavsar et al., 2010; Monson et al., 2011; Sadraddini et al., 2011; Gewurtz et al., 2011a). Il semble raisonnable de considérer que l'interruption du déclin des concentrations de mercure est percue plus radicalement dans les Grands Lacs inférieurs qui ont une concentration plus élevée de ce genre de moules. Bien que d'autres facteurs influent probablement sur la présence et l'accumulation de mercure dans le biote, il semble que le changement au sein des réseaux trophiques peut être un important facteur causal, surtout lorsque les changements dans la longueur de la chaîne alimentaire donnent lieu à des voies différentes de bioamplification.

11.7 RÉCAPITULATIF

11.7.1 Conclusions

Il semble n'y avoir aucune tendance cohérente au niveau des changements temporels des concentrations de mercure au sein des biotes au Canada, que ce soit sur le plan géographique ou en fonction de la position au sein du réseau trophique (figure 11.23). Les concentrations de mercure augmentent chez les oiseaux de mer du Haut-Arctique, mais pas chez les mammifères marins ou les poissons prédateurs de cette région. Les concentrations de mercure restent relativement stables dans toutes les colonies d'oiseaux de mer de la côte Atlantique, sauf une. Dans l'Arctique de l'Ouest, certains poissons d'eau douce prédateurs connaissent des tendances à la hausse des concentrations de mercure, tandis que ce n'est pas le cas pour d'autres. Dans la baie d'Hudson, les concentrations de mercure augmentent dans une colonie d'oiseaux de mer. Elles diminuent chez les femelles d'une population de bélugas et demeurent stables chez le phoque annelé, l'ours blanc et au sein d'une autre population de bélugas. La seule éventualité de l'existence d'une tendance générale a été signalée à l'échelle de l'écozone chez les poissons : il y aurait des variations similaires dans ces écozones subissant des déclins des concentrations de mercure; les taux estimés des déclins seraient apparemment plus importants dans les écozones de l'ouest et du centre du Canada. Les concentrations de mercure chez le grand corégone ont décliné dans la plupart des écozones du Canada. Aussi, à plus grande échelle dans l'Arctique de l'Ouest, les concentrations de mercure dans le biote marin ont augmenté après la fin du XIXe siècle, les augmentations les plus importantes ayant eu lieu au milieu du XXe siècle.

Malgré l'absence de tendances apparentes dans les changements temporels récents, il faut prendre note de certains points très intéressants. Les Grands Lacs sont un écosystème contaminé directement par les multiples pollutions ponctuelles. Ils n'ont pas été examinés de façon approfondie dans le présent chapitre, mais ils ont été étudiés de façon intensive révélant un changement des concentrations de

mercure chez les poissons et les oiseaux piscivores au début des années 1990, surtout dans les deux lacs inférieurs (lacs Érié et Ontario). Ce changement est principalement attribué à l'invasion de moules zébrées et aux changements ultérieurs au sein des réseaux trophiques. Toutefois, ces changements des concentrations de mercure ont également été observés à la même période chez les poissons du Grand lac des Esclaves et au Québec, chez le Goéland argenté au large des côtes de Terre-Neuve (attribués aux changements du régime alimentaire après l'effondrement de la pêche à la morue) et chez la Mouette tridactyle du Haut-Arctique. Il est possible que d'autres populations subissent de tels changements, mais les séries chronologiques ont débuté seulement au début des années 1990 ou bien l'échantillonnage ne s'est fait que de façon sporadique au cours de cette période, ce qui rend l'analyse des tendances difficile. Il est possible que l'invasion des moules zébrées dans le réseau des Grands Lacs et que le changement des facteurs climatiques importants ayant influé sur une région plus grande ne soient que pure coïncidence. Fait intéressant, l'oscillation nord-atlantique et l'oscillation arctique ont connu des pics importants à cette période, indiquant un changement de ce genre.

Dans l'Arctique de l'Ouest, les concentrations de mercure chez le caribou, l'orignal, les poissons d'eau douce, le béluga et le phoque annelé révèlent des tendances similaires, avec des baisses en 2001-2003, des pics en 2005-2007 puis des baisses à nouveau en 2008-2009. Ces changements courants au sein de divers réseaux trophiques laissent entendre qu'il y aurait un changement à grande échelle dans les facteurs climatiques de cette région, qui se reflètent dans l'oscillation décennale du Pacifique qui influe sur l'Arctique de l'Ouest. On retrouve la même tendance chez les poissons du Haut-Arctique et dans l'oscillation arctique.

Bien qu'il soit tentant d'attribuer les changements des concentrations de mercure dans le biote à ces facteurs climatiques de grande échelle, il est important de noter qu'il existe un certain nombre de populations qui ne se conforment pas à ces tendances. Dans la région Atlantique, le Fou de Bassan et certaines colonies de Goélands argentés n'ont subi aucun changement au début des années 1990. Dans le Haut-Arctique, le phoque annelé et les oiseaux de mer ne subissent pas cette tendance, contrairement à l'omble chevalier confiné aux eaux intérieures de la région. Bon nombre d'autres facteurs abiotiques et biotiques peuvent influer sur les concentrations de mercure chez ces espèces.

La présence de mercure dans le biote peut être modifiée en fonction des propriétés physiques et géographiques du milieu (p. ex. la forêt et la toundra). Les dépôts atmosphériques de mercure dans une certaine région peuvent être influencés par les concentrations de mercure présentes dans l'air et par des changements des conditions climatiques, notamment la température, les précipitations, les vents et le dégel du printemps. La productivité et les propriétés chimiques de l'eau ainsi que les propriétés physiques des plans d'eau peuvent agir sur les

milieux aquatiques (*p. ex.* aire de drainage d'un lac). Les facteurs biologiques tels que l'état corporel et le taux de croissance des spécimens ainsi que les changements au sein de la structure trophique et des espèces envahissantes au sein de l'écosystème peuvent également entrer en ligne de compte. Dans certains cas, l'association de ces facteurs peut donner lieu à des tendances uniques de concentrations de mercure dans le biote au sein du système. Il est alors essentiel d'évaluer chaque cas afin de comprendre les principaux facteurs influant sur les concentrations de mercure au sein de ce système.

Habituellement, on a observé des tendances à la hausse des concentrations de mercure chez certaines populations pour lesquelles il y aurait lieu de s'inquiéter. Parmi ces populations figurent les oiseaux de mer de l'île Prince Leopold et l'île Coats, la lotte de Fort Good Hope, la lotte et le touladi du Grand lac

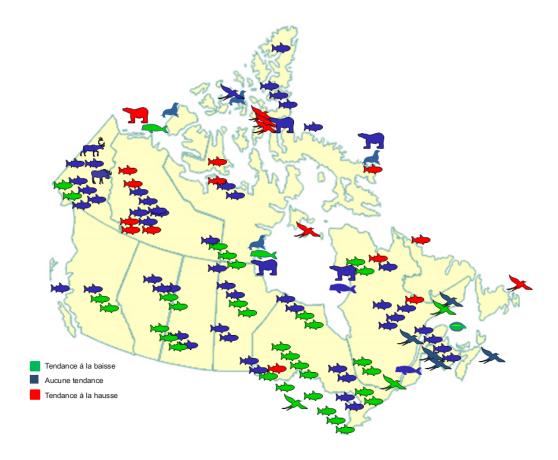


FIGURE 11.23 Tendances générales (1967-2012) des concentrations de mercure chez les mammifères terrestres, les poissons, l'ours blanc, le béluga, le phoque annelé, les oiseaux de mer et les moules (signalées par les auteurs). Remarque : Certaines populations affichent des changements au niveau des tendances avec le temps et dans la plupart des cas, il s'agit de tendances les plus récentes.

des Esclaves. D'autres populations qui ont affiché des tendances à la baisse ou généralement stables des concentrations de mercure ont subi des tendances à la hausse au cours des dernières années. Parmi ces populations figurent le caribou de la Porcupine. le touladi de deux lacs au Yukon, l'omble chevalier anadrome de Cambridge Bay et Nain, peut-être le béluga de la baie d'Hudson et de l'Arctique de l'Ouest, le phoque annelé d'Arviat, plusieurs populations de la région des Grands Lacs, les moules du golfe du Saint-Laurent et certaines colonies de Goélands argentés de l'Atlantique. Il est vital de continuer à faire le suivi de ces populations afin de déterminer si le mercure atteint une limite où elles pourraient être menacées par la toxicité du mercure ou représenter un danger potentiel pour les consommateurs.

11.7.2 Lacunes en matière de données et de connaissances

En général, on observe des lacunes au niveau des données à long terme recueillies fréquemment qui, autrement auraient permis d'avoir une vue d'ensemble des tendances temporelles des concentrations de mercure dans le biote au Canada. Par ailleurs, il existe peu de données sur les tendances temporelles du mercure dans les plantes. Bien qu'il y ait des ensembles de données pertinents pour l'orignal et le caribou de l'Arctique de l'Ouest, il n'existe aucune donnée sur des tendances temporelles d'autres mammifères terrestres vivant dans le pays. Cette situation est particulièrement préoccupante pour les mammifères piscivores tels que le vison et la loutre qui peuvent être très exposés à la toxicité du mercure. Les oiseaux et les mammifères insectivores pourraient également être exposés aux concentrations élevées de mercure, mais aucune donnée à long terme sur les tendances temporelles du mercure n'existe pour ce groupe.

Les tendances des concentrations de mercure chez les poissons d'eau douce sont bien représentées pour tout le Canada, bien que les systèmes sur lesquels il y a eu le plus de prélèvements sont ceux où les problèmes de pollution sont reconnus ou ceux qui sont associés à la production hydroélectrique. Bien que les ensembles de données à long terme pour les autres lacs et rivières sont nombreux, ils ne peuvent compter

pour l'habitat dulcicole au Canada. Les oiseaux de mer sont actuellement bien surveillés en Arctique, en Atlantique, dans les Grands Lacs et le Pacifique (données non publiées), mais ils ne le sont pas du tout dans la région des Prairies. D'autres oiseaux piscivores (l'Aigle, le Balbuzard pêcheur et le Plongeon) sont sous-représentés.

Les invertébrés marins sont surveillés dans le golfe du Saint-Laurent, mais dans aucun autre programme à long terme déployé dans d'autres régions du pays. Il existe des lacunes importantes dans les données sur les tendances temporelles de la concentration de mercure chez les poissons marins. L'omble chevalier anadrome est surveillé sur plusieurs sites de la région arctique et à Nain au Labrador, mais il n'existe aucune donnée temporelle à long terme pour les autres poissons marins. Les mammifères marins de l'Arctique sont bien représentés, mais ce n'est pas le cas de ceux du Pacifique et de l'Atlantique.

Au Canada, l'échantillonnage réalisé sur le biote pour évaluer le mercure a souvent été occasionnel, principalement à cause de l'absence de programme à l'échelle nationale indiquant les principaux biotes destinés au suivi à long terme. Certains secteurs (p. ex. la région des Grands Lacs) ont été étudiés de manière approfondie, tandis que d'autres ont été ignorés ou ont fait l'objet de prélèvements d'échantillons uniquement de façon occasionnelle. Ces ensembles de données sporadiques et à court terme réduisent notre capacité à discerner de manière fiable les tendances temporelles du mercure dans le biote. Le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord est le seul programme à avoir entrepris le suivi à long terme. Ce programme a commencé par faire un échantillonnage des contaminants au début des années 1990. Récemment, on a désigné les principales populations d'espèces sauvages sur lesquelles devront être effectuées annuellement des prélèvements. Bien que le Programme se limite aux régions du Canada situées au-dessus du 60° de latitude nord, il a permis de recueillir dans le pays des ensembles de données très pertinentes sur les tendances temporelles. Il n'existe aucun programme exhaustif de ce type pour les régions situées en dessous du 60° de latitude nord. Il en résulte donc de nombreuses lacunes dans les données et les connaissances, surtout pour les tendances à long terme.

Les méthodes employées pour la collecte, l'analyse des données et leur déclaration ont une incidence sur l'interprétation et la comparaison des résultats. Comparer les résultats et esquisser les tendances temporelles à partir d'ensembles de données annuelles fiables à long terme pour des espèces similaires est rendu difficile par les différentes techniques d'échantillonnage, la saison à laquelle a été réalisé l'échantillonnage, les méthodes employées pour la déclaration des données et l'inclusion (ou l'exclusion) de covariables pour l'analyse des données. Rigét et al. (2011) ont admis l'existence de ces problèmes au moment de décrire les tendances temporelles du mercure dans l'Arctique circumpolaire, dans le cadre du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique. Dans une tentative d'analyse des données de manière cohérente et permettre des comparaisons, ils ont réalisé une méta-analyse des ensembles de données, ajusté les données préliminaires et intégré les covariables de façon cohérente. Bien que ce type d'analyse ait été réalisé dans une certaine mesure pour les poissons au Canada (Depew et al., 2013), il serait bénéfique d'analyser ces données de facon plus approfondie et de faire la même chose pour les données provenant d'autres biotes au Canada.

11.7.3 Recommandations pour les prochaines activités de suivi et de recherche

Les programmes de suivi doivent toujours compenser le désir de connaissance par les coûts financiers pour obtenir cette information. Pour assurer cet équilibre, il faut désigner les espèces et les secteurs clés à surveiller à long terme afin de correctement faire le suivi des concentrations de mercure chez les espèces sauvages. Cette stratégie permettra de mieux comprendre les concentrations de mercure dans les biotes, au cas où ils seraient exposés à la toxicité du mercure ou représenteraient un risque potentiel pour les consommateurs. Les biotes doivent être sélectionnés en fonction des espèces clés pour le suivi à long terme. Les critères suivants doivent être respectés : 1) être sur le sol canadien; 2) avoir des concentrations de mercure mesurables; 3) facilement pouvoir y faire de l'échantillonnage; 4) posséder un domaine vital raisonnablement stable ou petit.

En gardant ces choses à l'esprit, parmi les espèces terrestres et aquatiques recommandées pour les activités de suivi à long terme de la concentration du mercure au Canada figurent :

- Le caribou : source importante de nourriture pour les habitants du Nord, sur lequel on peut facilement faire des prélèvements lors de collaborations avec des chasseurs. Il faut recommander la continuité du programme de suivi dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (Territoire du Yukon et Nunavut) et l'étendre au caribou des Territoires du Nord-Ouest et des provinces et collaborer avec les chasseurs locaux.
- Le vison : est exposé au mercure; il est possible de facilement faire des prélèvements lors de collaborations avec des chasseurs. Il faut recommander l'élaboration d'un programme national pour collecter les carcasses laissées par les chasseurs locaux.
- Le vespertilion brun : pourrait être en danger. Il est important d'aborder le sujet des concentrations de mercure chez ce groupe d'insectivores. Il faut recommander la conception d'un programme national visant le prélèvement de sang, éventuellement en misant sur les programmes en vigueur de capture au filet instaurés pour le baguage des oiseaux.
- Le Plongeon huard : est exposé au mercure et revient presque toujours sur le même site. Il faut recommander la conception d'un programme national pour la collecte d'œufs et le prélèvement de sang.
- Les oiseaux de mer : ils sont des indicateurs de l'évolution à long terme de la concentration de mercure au sein des réseaux alimentaires aquatiques des Grands Lacs ainsi que de l'océan Atlantique, de l'océan Pacifique et de l'océan Arctique. Il faut recommander la continuité des programmes en vigueur dans chacun des quatre secteurs et les étendre aux espèces aquatiques comparables de la région des Prairies.
- Le doré jaune, le grand brochet, le touladi et l'omble chevalier : ces poissons prédominants pêchés pour la subsistance, les loisirs et la consommation se trouvent au niveau supérieur

du réseau alimentaire aquatique; ils font partie de bon nombre de programmes de suivi. Il faut recommander la continuité des programmes de suivi à long terme étudiant les espèces assignées et l'uniformisation des protocoles de collecte, d'analyse et de déclaration entre les différents programmes nationaux, territoriaux et provinciaux.

- La moule : c'est une espèce indicatrice de l'évolution spatiale de la contamination benthique au sein des écosystèmes marins et d'eau douce. Il faut recommander la continuité du programme GulfWatch et l'appliquer aux côtes Pacifique et Arctique. On peut lui ajouter les collectes de mammifères marins ou la participation des collectivités locales.
- Les poissons marins : ces poissons prédominants pêchés pour la subsistance, les loisirs et la consommation se trouvent au niveau supérieur des réseaux trophiques marins; ils doivent donc être surveillés. Il faut recommander la continuité du suivi du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord étudiant l'omble chevalier anadrome, et toutefois l'appliquer pour ajouter les côtes Atlantique et Pacifique et éventuellement travailler avec les organismes d'inspection sanitaire qui collectent actuellement des échantillons de poissons marins pour effectuer une veille sanitaire (les espèces sont déterminées par les programmes de collecte en vigueur).
- Le phoque, le béluga et l'ours blanc : ce sont des espèces indicatrices qui se trouvent au niveau supérieur des réseaux trophiques marins; ils devraient être les meilleurs indicateurs des variations de concentrations du mercure dans les océans bordant le Canada. Il faut recommander la continuité du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord et l'appliquer aux côtes Atlantique et Pacifique, collaborer avec les chasseurs locaux et les organismes de gestion de la faune.

Pour effectuer efficacement le suivi des tendances du mercure au fil du temps, ces programmes doivent appliquer l'échantillonnage annuel à long terme. À cette fin, un programme national, similaire au Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, devrait être conçu pour coordonner et assurer la continuité de chaque programme d'échantillonnage. Ce programme doit se charger de la conception de nouveaux mécanismes pour coordonner le suivi du mercure chez la faune aquatique et terrestre au sein des organismes fédéraux, provinciaux, territoriaux et de gouvernements autochtones, d'universités et d'organisations non gouvernementales et pour uniformiser les protocoles de collecte, d'analyse et de déclaration pour permettre la comparaison des données.

Un programme de suivi du mercure national efficace pourrait être concu utilisant les programmes de suivi du mercure en vigueur et les programmes qui permettent de réaliser des prélèvements sur le biote pour d'autres intentions (autres contaminants. indices biologiques et veille sanitaire). Ce type de coordination à l'échelle nationale comprendrait uniquement quelques changements aux protocoles en vigueur et fonctionnerait avec un coût supplémentaire minimal. Les chasseurs, les piégeurs et les pêcheurs locaux offrent également des échantillons utiles qui n'occasionnent pas un coût important et à l'avantage de faire participer les intervenants dans ces programmes de suivi. La clé pour le succès de cette initiative serait un encadrement compétent, coordonné à l'échelle nationale qui ferait participer différents partenaires impliqués dans divers aspects de la gestion, de la recherche et de l'utilisation de la faune.

11.8 RÉFÉRENCES

Anderson, M.R., 2011. Duration and extent of elevated mercury levels in downstream fish following reservoir creation. River Systems 19(3), 167-176.

Bernhard, M., Andreae, M.O., 1984. Transport of trace metals in marine food chains, n: Nriagu J.O. (Ed), Changing Metal Cycles and Human Health, Springer-Verlag, New York, pp. 143-167.

Bhavsar, S.P., Gewurtz, S.B., McGoldrick, D.J., Keir, M.J., Backus, S.M. 2010. Changes in mercury levels in Great Lakes fish between 1970s and 2007. Environmental Science and Technology, 44,3273-3279.

Bignert, A., Göthberg, A., Jensen, S., Litzén, K., Odsjö, T., Olsson, M., Reutergårdh, L. 1993. The need for adequate biological sampling in ecotoxicological investigations: A retrospective study of twenty years pollution monitoring. Science of the Total Environment 128, 121-139.

Bignert, A., Olsson, M., de Wit, C., Litzén, K., Rappe, C., Reutergårdh, L.. 1994. Biological variation - an important factor to consider in ecotoxicological studies based on environmental samples. Fresenius' Journal of Analytical Chemistry 348, 76-85.

Bignert, A., Olsson, M., Persson, W., Jensen, S., Zakrisson, S., Litzén, K., Eriksson, U., Häggberg, L., Alsberg, T. 1998. Temporal trends of organochlorines in Northern Europe, 1967-1995. Relation to global fractionation, leakage from sediments and international measures. Environmental Pollution 99, 177-198.

Bodaly, R.A., Jansen, W.A., Majewski, A.R., Fudge, R.J.P., Strange, N.E., Derksen, A.J., Green, D.J. 2007. Postimpoundment Time Course of Increased Mercury Concentrations in Fish in Hydroelectric Reservoirs of Northern Manitoba, Canada. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 3,379-389.

Borgå, K., Kidd, K.A., Muir, D.C.G., Berglund, O., Conder, J.M., Gobas, F.A.P.C., Kucklick, J., Malm, O., Powell, D.E. 2011. Trophic magnification factors: Considerations of ecology, ecosystems, and study design. Integrated Environmental Assessment and Management 8,64-84.

Braune, B.M., Hebert, C.E., Benedetti, L.S., Malone, B.J. 2003. An Assessment of Canadian Wildlife Service Contaminant Monitoring Programs. Technical Report Series No. 400. Canadian Wildlife Service, 76 pp.

Braune, B. 2009. Temporal Trends of Contaminants in Arctic Seabird Eggs: Inter-year Variability, in: Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada. Ottawa. ON. pp. 131-136.

Braune, B. 2010. Temporal trends of contaminants in Arctic seabird eggs, in: Synopsis of Research Conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, ON, pp.135-141.

Burgess, N.M., Bond, A.L., Hebert, C.E., Neugebauer, E., Champoux, L. 2013. Mercury trends in herring gull (*Larus argentatus*) eggs from Atlantic Canada, 1972-2008: Termporal change or dietary shift? Environmental Pollution 172,216-222.

Campbell, L.M., Norstrom, R.J., Hobson, K.A., Muir, D.C.G., Backus, S., Fisk, A.T. 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). Science of the Total Environment 351-352, 247-263.

Carrie, J., Wang, F., Sanei, H., Macdonald, R.W., Outridge, P.M., Stern, G.A. 2010. Increasing contaminant burdens in an Arctic fish, burbot (*Lota lota*), in a warming climate. Environmental Science & Technology 44, 316-322.

Champoux, L., Rodrigue, J., Trudeau, S., Boily, M.H., Spear, P.A., Hontela, A., 2006. Contamination and Biomarkers in the Great Blue Heron, an Indicator of the State of the St. Lawrence River. Ecotoxicology 15, 83–96.

Champoux, L., Rail, J.F., Lavoie, R., 2015. Temporal trends of mercury, organochlorines and PCBs in Northern gannet (*Morus bassanus*) eggs from Bonaventure Island, Gulf of St. Lawrence, 1969-2009. Environmental Pollution 197, 13-20.

Chase, M., Coombs, K., Crawford, R., Harding, G., Hennigar, P., Jones, S., Pederson, J., Robinson, W., Sowles, J., Taylor, D. 1996b. Evaluation of Gulfwatch 1995; Fifth year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 138 pp.

Chase, M., Atkinson, G., Coombs, K., Crawford, R., Harding, G., Hennigar, P., Jones, S., Machell, J., Pederson, J., Robinson, W., Sowles, J., Taylor, D. 1996a. Evaluation of Gulfwatch 1994; Fourth year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 109 pp.

Chase, M., Jones, S., Hennigar, P., Sowles, J., Coombs, K., Crawford, R., Harding, G., Pederson, J., Taylor, D. 1997. Evaluation of Gulfwatch 1996; Sixth year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 127 pp.

Chase, M., Hennigar, P., Sowles, J., Jones, S., Crawford, R., Harding, G., Pederson, J., Krahforst, C., Taylor, D., Coombs, K. 1998. Evaluation of Gulfwatch 1997; Sixth year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 118 pp.

Chase, M., Jones, S., Hennigar, P., Sowles, J., Harding, G., Vass, P., Krahforst, C., Taylor, D., Thorpe, B., Pederson, J. 2001. Evaluation of Gulfwatch 1998; Eighth year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 115 pp.

Chase, M., Jones, S., Hennigar, P., Sowles, J., Harding, G., Vass, P., Krahforst, C., Landry, N., Wells, P., Schwartz, J., Brun, G., Taylor, D., Thorpe, B., Bernier, M., Savoie, M., Crawford, B. 2002. Evaluation of Gulfwatch 1999; Ninth year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 123 pp. Cherel, Y., Hobson, K.A. 2007. Geographical variation in carbon stable isotope signatures of marine predators: a tool to investigate their foraging areas in the Southern Ocean. Marine Ecology-Progress Series 329. 281-287.

Cizdziel, J.V., Hinners, T.A., Pollard, J.E., Heithmar, E.M., Cross, C.L. 2002. Mercury concentrations in fish from Lake Mead, USA, related to fish size, condition, trophic level, location, and consumption risk. Environmental Contaminants and Toxicology 43, 309-317.

Coleman-Wasik, J.K., Mitchell, C.P.J., Engstrom, D.R., Swain, E.B., Monson, B.A., Balogh, S.J., Jeremiason, J.D., Branfireun, B.A., Eggert, S.L., Kolka, R.K., Almendinger, J.E. 2012. Methylmercury declines in a boreal peatland when experimental sulphate deposition decreases. Environmental Science and Technology 46, 6663 – 6671.

Dastoor, A.P., Laroque, Y. 2004. Global circulation of atmospheric mercury: a modelling study. Atmospheric Environment 38(1),147-161.

Davidson, P., Smith, P., Wilson, S., Martin, K. 2008. Poleward bound: arctic birds and their habitats. BirdWatch Canada, 7 p.

Depew, D.C., Burgess, N.M., Anderson, M.R., Baker, R., Bhavsar, S.P., Bodaly, R.A., Eckley, C.S., Evans, M.S., Gantner, N., Graydon, J.A., Jacobs, K., LeBlanc, J.E., St. Louis, V.L., Campbell, L.M. 2013. An overview of mercury concentrations in freshwater fish: A national fish mercury dataset for Canada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 70(3),436-451.

Dietz, R., Outridge, P.M., Hobson, K.A. 2009. Anthropogenic contributions to mercury levels in present-day Arctic animals-A review. Science of the Total Environment 407,6120-6131.

Driscoll, C.T., Han, Y-J., Chen, C.Y., Evers, D.C., Lambert, K.F., Holsen, T.M., Kamman, N.C., Munson, R.K. 2007. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the northeastern United States. BioScience. 57. 17 – 28.

Elliott, J.E., Machmer, M.M., Wilson, L.K., Henny, C.J. 2000. Contaminants in Ospreys from the Pacific Northwest: II. Organochlorine Pesticides, Polychlorinated Biphenyls, and Mercury, 1991–1997. Arch Environ Contam Toxicol 38.93–106.

Elliott, J.E., Scheuhammer, A.M., Leighton, F.A., Pearce, P.A., 1992. Heavy metal and metallothionein concentrations in Atlantic Canadian seabirds. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 22, 63-73.

Evans, M.S., Muir, D.C.G. 2010a. Spatial and long-term trends in persistent organic contaminants and metals in lake trout and burbot from the Northwest Territories, in: Synopsis of research conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, ON, pp. 160-169.

Evans, M.S., Muir, D.C.G. 2010b. Enhanced investigations of the factors affecting long-term contaminant trends in predatory fish in Great Slave Lake, the Northwest Territories, in: Synopsis of research conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, ON, pp. 254-263.

Evans, M.S., Muir, D.C.G. 2010c. Temporal trends and spatial variations in persistent organic pollutants and metals in sea-run char from the Canadian Arctic, in: Synopsis of research conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, ON, pp. 142-150.

Evans, M.S., Muir, D.C.G. 2012. Spatial and long-term trends in persistent organic contaminants and metals in lake trout and burbot from the Northwest Territories, in: Synopsis of research conducted under the 2011-2012 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, ON.

Evans, M.S., Talbot, A. 2012. Investigations of mercury concentrations in walleye and other fish in the Athabasca River ecosystem with increasing oil sands. Journal of Environmental Monitoring 14,1989-2003.

Evans, M.S., Lockhart, W.L., Doetzel, L., Low, G., Muir, D., Kidd, K., Stephens, G., Delaronde, J. 2005. Elevated mercury concentrations in fish in lakes

in the Mackenzie River Basin: The role of physical, chemical, and biological factors. Science of the Total Environment 351-352,479-500.

Fisk, A., Hobbs, K.E., Muir, D.C.G. 2003. Contaminant Levels and Trends in the Biological Environment. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Indian and Northern Affairs Canada, pp. 202.

Ford, J.D., Gough, W.A., Laidler, G.J., MacDonald, J., Irngaut, C., Qrunnut, K. 2009. Sea ice, climate change, and community vulnerability in northern Foxe Basin, Canada. Climate Research, 38, 137-154.

French, T.D., Campbell, L.M., Jackson, D.A., Casselman, J.M., Scheider, W.A., Hayton, A. 2006. Long-term changes in legacy trace organic contaminants and mercury in Lake Ontario salmon in relation to source controls, trophodynamics, and climatic variability. Limnology and Oceanography 51,2794-2807.

Friberg, L., Nordberg, G.F., Vouk, V. 1979. Handbook on the toxicology of metals Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam.

Gaden, A., Ferguson, S.H., Harwood, L., Melling, H., Stern, G.A. 2009. Mercury trends in ringed seals (*Phoca hispida*) from the Western Canadian Arctic since 1973: associations with length of ice-free season. Environmental Science & Technology 43, 3646-3651.

Gaden, A., Stern, G.A. 2010. Temporal trends in beluga, narwhal and walrus mercury levels: links to climate change. In: Ferguson SH, Loseto LL, Mallory ML, editors. A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay. Springer, 2010, pp. 197-216.

Gagnon, A.S., Gough, W.A. 2005. Trends in the dates of ice freeze-up and breakup over Hudson Bay, Canada. Arctic 58, 370-382.

Gamberg, M., Braune, B., Davey, E., Elkin, B., Hoekstra, P.F., Kennedy, D., Macdonald, C., Muir, D., Nirwal, A., Wayland, M., Zeeb, B. 2005. Spatial and temporal trends of contaminants in terrestrial biota from the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 351/352 .148–164

Gamberg, M., Palmer, M., Roach P. 2005. Temporal and geographic trends in trace element concentrations in moose from Yukon, Canada. Science of the Total Environment 351-352,530-538.

Gamberg, M. 2006, Porcupine caribou monitoring program, in: Synopsis of research conducted under the 2005-2006 Northern Contaminants Program. Department of Indian Affairs and Northern Development Ottawa, Canada. pp. 119-124.

Gamberg, M. 2009. Arctic moose and caribou contaminant monitoring program, in: Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Department of Indian Affairs and Northern Development Ottawa, Canada. pp. 179-184.

Gamberg, M. 2010. Arctic caribou and moose contaminant monitoring program, in: Synopsis of Research: Conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Government of Canada. pp. 186-195.

Gamberg, M. 2011. Arctic Caribou Contaminant Monitoring Program, in: Synopsis of Research Conducted under the 2010/2011 Northern Contaminants Program. pp. 39-41.

Gantner, N., Power, M., Iqaluk, D., Meili, M., Borg, H., Sundbon, M., Solomon, K.R., Lawson, G., Muir, D.C.. 2010. Mercury concentrations in landlocked Arctic Char (*Salvelinus alpinus*) from the Canadian Arctic. Part I: Insights from trophic relationships in 18 lakes. Environmental Toxicology and Chemistry 29,621-632.

Garcia, E., Carignan, R. 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57,129-135.

Gaskin, D.E., Stonefield, K.I., Suda, P., Frank, R. 1979. Changes in mercury levels in harbor porpoises from the Bay of Fundy, Canada, and adjacent waters during 1969-1977. Archives of Environmental Contaminants and Toxicology 8,733-762.

Gaston, A.J., Bradstreet, M.S.W. 1993. Intercolony differences in the summer diet of thick-billed murres in the eastern Canadian Arctic. Canadian Journal of Zoology 71, 1831-1840.

Gaston, A.J., Woo, K., Hipfner, J.M. 2003. Trends in forage fish populations in northern Hudson Bay since 1981, as determined from the diet of nestling thick-billed murres *Uria Iomvia*. Arctic 56, 227-233.

Gaston, A.J., Gilchrist, H.G., Mallory, M.L., Smith, P.A. 2009. Changes in seasonal events, peak food availability, and consequent breeding adjustment in a marine bird: A case of progressive mismatching. Condor 111. 111-119.

Gewurtz, S.B., Bhavsar, S.P., Jackson, D.A., Fletcher, R., Awad, E., Moody, R., Reiner, E.J. 2010. Temporal and spatial trends of organochlorines and mercury in fishes from the St. Clair River/Lake St. Clair corridor, Canada. Journal of Great Lakes Research 36,100-112.

Gewurtz, S.B., Bhavsar, S.P., Jackson, D.A., Awad, E., Winter, J.G., Kolic, T.M., Reiner, E.J., Moody, R., Fletcher, R. 2011a. Trends of legacy and emergingissue contaminants in Lake Simcoe fishes. Journal of Great Lakes Research 37,148-159.

Gewurtz, S.B., Backus, S.M., Bhavsar, S.P., McGoldrick, D.J., de Solla, S.R., Murphy, E.W. 2011b. Contaminant biomonitoring programs in the Great Lakes region: A review of approaches and critical factors. Environmental Reviews 19, 162-184.

Hatfield Consultants. 2008. Regional Aquatics Monitoring Program – Technical Report 2007. Prepared for RAMP Steering Committee by the RAMP 2003 Implementation Team; Hatfield Consultants Ltd, Jacques Whitford Environmental Ltd., Mack, Slack and Associates Inc., and Western Resource Solutions.

Hebert, C.E., Weseloh, D.V.C. 2003. Assessing temporal trends in contaminants from long-term avian monitoring programs: The influence of sampling frequency. Ecotoxicology 12, 141-151.

Hobson, K.A., Welch, H.E. 1992. Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using d13C and d15N analysis. Marine Ecology Progress Series 84, 9-18.

Hochheim, K., Barber, D.G., Lukovich, J.V. 2010. Changing sea ice conditions in Hudson Bay, 1980-2005, in: Ferguson, S.H., Loseto, L.L., Mallory, M.L., (Eds), A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay. Springer. pp. 39-52.

Jardine, T.D., Kidd, K.A., Fisk, A.T. 2006. Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. Environmental Science and Technology 40,7501-7511.

Jones, S., Krahforst, C., White, L., Hennigar, P., Wells, P., Brun, G., Aube, J., Harding, G., Vass, P., Landry, N., Schwartz, J., Sowles, J., Shaw, S., Taylor, D., Thorpe, B. 2005. Evaluation of Gulfwatch Data Report 2000; Tenth year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan; Eighth Year of the 9-Year Monitoring Design. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 76 pp.

Krahforst, C., Jones, S., Hennigar, P., White, L., Wells, P., Brun, G., Aube, J., Harding, G., Vass, P., Landry, N., Schwartz, J., Sowles, J., Taylor, D., Thorpe, B. 2005a. Gulfwatch 2001 Data Report; Eleventh year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan; Ninth Year of the 9-Year Monitoring Design. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 167 pp.

Krahforst, C., Jones, S., Hennigar, P., White, L., Wells, P. 2005b. Gulfwatch 2002-2004 Data Report; Twelfth - fourteenth years of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan; First Years beyond the Original 9-Year Monitoring Design. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 511 pp.

Krahforst, C., Jones, S., Wells, P., Harding, G., White, L., Hennigar, P., Aube, J., Brun, G., Stahlnecker, J., Landry, N., Vass, P., Taylor, D. 2007. Gulfwatch 2005 Data Report; Fifteenth year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 200 pp.

Krahforst, C., Arter, B., Aube, J., Bourbonnaise-Boyce, C., Brun, G., Harding, G., Hennigar, P., Page, D., Jones, S., Shaw, S., Stahlnecker, J., Schwartz, J., Taylor, D., Thorpe, B., Vass, P., Wells, P. 2009. Gulfwatch 2006 Data Report; Sixteenth year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 190 pp.

Lavigne, M., Lucotte, M., Paquet, S. 2010. Relationship between Mercury Concentration and Growth Rates for Walleyes, Northern Pike, and Lake Trout from Quebec Lakes. North American Journal of Fisheries Management 30,1221-1237.

Lebeuf, M., Trottier, S., Bertin, D., Clermont, Y., Measures, L. 2010. Total Mercury (Hg) in Beluga from the St. Lawrence Estuary, Canada. Presented at SETAC, Europe, Seville, Spain, May 2010.

Leblanc, L.A., Krahforst, C., Aube, J., Bourbonnaise-Boyce, C., Brun, G., Harding, G., Hennigar, P., Page, D., Jones, S., Shaw, S., Stahlnecker, J., Schwartz, J., Taylor, D., Thorpe, B., Vass, P., Wells, P. 2009a. Gulfwatch 2007 Data Report; Seventeenth year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 81 pp.

Leblanc, L.A., Krahforst, C., Aube, J., Roach, S., Brun, G., Harding, G., Hennigar, P., Page, D., Jones, S., Shaw, S., Stahlnecker, J., Schwartz, J., Taylor, D., Thorpe, B., Wells, P. 2009b. Gulfwatch 2008 Data Report; Eighteenth year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 82 pp.

Leblanc, L.A., Krahforst, C., Aube, J., Roach, S., Harding, G., Hennigar, P., Page, D., Jones, S., Trowbridge, P., Wood, M., Shaw, S., Stahlnecker, J., Schwartz, J., Taylor, D., Thorpe, B., Wells, P. 2011. Gulfwatch 2009 Data Report; Eighteenth year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 138 pp.

Lockhart, W., Stern, G., Wagemann, R., Hunt, R., Metner, D., DeLaronde, J., Dunn, B., Stewart, R.E.A., Hyatt, C.K., Harwood, L., Mount, K. 2005. Concentrations of mercury in tissues of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from several communities in the Canadian Arctic from 1981 to 2002. Science of the Total Environment 351-352, 391-412.

Loseto, L.L., Richard, P., Stern, G.A., Orr, J., Ferguson, S.H. 2006. Segregation of Beaufort Sea beluga whales during the open-water season. Canadian Journal of Zoology 84, 1743-1751.

Loseto, L.L., Stern, G.A., Ferguson, S.H. 2008. Size and biomagnification: How habitat selection explains beluga mercury levels. Environmental Science & Technology 42, 3982-3988.

Lucotte, M., Paquet, S., Moingt, M. Climate fluctuations overshadow the influence logging and mining on fish mercury levels in Québec lakes, personal communication.

Mason, R.P., Fitzgerald, W.F., Morel, F.M.M. 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury - anthropogenic influences. Geochimica et Cosmochimica Acta 58, 3191-3198.

McGoldrick, D., Clark, M., Murphy, E. 2012. Contaminants in Whole Fish, in: U.S. EPA and Environment Canada. State of the Great Lakes 2012.

McKinney, M.A., Peacock, E., Letcher, R.J. 2009. Sea ice-associated diet change increases the levels of chlorinated and brominated contaminants in polar bears. Environmental Science & Technology 43, 4334-4339.

Melwani, A.R., Bezalel, S.N., Hunt, J.A., Grenier, J.L., Ichikawa, G., Heim, W., Bonnema, A., Foe, C., Slotton, D.G., Davis, J.A. 2009. Spatial trends and impairment assessment of mercury in sport fish in the Sacramento-San Joaquin delta watershed. Environmental Pollution 157, 3137 – 3149.

Monson, B.A. 2009. Trend reversal of mercury concentrations in piscivorous fish from Minnesota lakes: 1982 – 2006. Environmental Science and Technology 43, 1750 – 1755.

Monson, B.A., Staples, D.F., Bhavsar, S.P., Holsen, T.M., Schrank, C.S., Moses, S.K., McGoldrick, D.J., Backus, S.M., Williams, K.A. 2011. Spatio-temporal trends of mercury in walleye and largemouth bass from the Laurentian Great Lakes Region. Ecotoxicology 20, 1555 – 1567.

Muir, D.C.G., Kwan, M., Evans, M. 2008. Temporal trends of persistent organic pollutants and metals in ringed seals from the Canadian Arctic, in: Smith, S.L., Stow, J. (Eds). Synopsis of research conducted under the 2007-2008, Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, ON, pp 162-168.

Muir, D.C.G. 2010. Mercury concentrations in ringed seal from across the Canadian Arctic, unpublished data. National Water Research Institute, Environment Canada.

Muir, D.C.G. 2011. Temporal trends of mercury concentrations in muscle of landlocked Arctic char, unpublished data. National Water Research Institute, Environment Canada.

Muir, D.C.G., Wang, X., Evans, M. 2012. Temporal trends of persistent organic pollutants and metals in ringed seals from the Canadian Arctic, in: Smith, S.L. (Ed) Synopsis of research conducted under the 2011-2012 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa ON.

Neff, M.R., Bhavsar, S.P., Arhonditsis, G.B., Fletcher, R., Jackson, D.A. 2012. Long term changes in fish mercury levels in the historically impacted English-Wabigoon River system (Canada). Journal of Environmental Monitoring 14, 2327 – 2337.

Nicholson, M.D., Fryer, R.J. 1992. The statistical power of monitoring programmes. Marine Pollution Bulletin 24, 146-149.

Noble, D.G., Elliott, J.E. 1990. Levels of contaminants in Canadian raptors, 1966-1988; effects and temporal trends. Canadian Field Naturalist 104(2),222-243.

Nriagu, J. O. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. Nature 338,47-49.

Ohizumi, H., Miyazaki, N. 2010. Differences in stable isotope ratios of Dall's porpoises (*Phocoenoides dalli*) between coastal and oceanic areas of the North Pacific. Fisheries Oceanography 19, 257-261.

Olsson, M. 1995. Ecological effects of airborne contaminants in Arctic aquatic ecosystems: A discussion on methodological approaches. Science of the Total Environment 160-161, 619-630.

Outridge, P.M., McNeely, R., Dyke, A. 2000. Historical trends of stable lead isotopes, mercury and other trace metals in marine bivalve shells from the Canadian Arctic. International conference on heavy metals in the environment, Ann Arbor, Michigan, USA, 6–10 Aug, 2000.

Outridge, P.M., Wagemann, R., McNeely, R. 2000. Teeth as biomonitors of soft tissue mercury concentrations in beluga, *Delphinapterus leucas*. Environmental Toxicology and Chemistry 19, 1517-1522.

Outridge, P.M., Hobson, K. A., McNeely, R., Dyke, A. 2002. A comparison of modern and preindustrial levels of mercury in the teeth of beluga in the Mackenzie Delta, Northwest Territories, and walrus at Igloolik, Nunavut, Canada. Arctic 55, 123-132.

Outridge, P.M., Hobson, K.A., Savelle, J.M. 2005. Changes in mercury and cadmium concentrations and the feeding behaviour of beluga (*Delphinapterus leucas*) near Somerset Island, Canada, during the 20th century. Science of the Total Environment 350, 106-118.

Outridge, P.M., Hobson, K.A., Savelle, J. 2009. Long-term changes of mercury levels in ringed seal (*Phoca hispida*) from Amundsen Gulf, and beluga (*Delphinapterus leucas*) from the Beaufort Sea, western Canadian Arctic. Science of the Total Environment 407, 6044-6051.

Peakall, D.B., Noble, D.G., Elliott, J.E., Somers, J.D., Erickson, G. 1990. Environmental contaminants in Canadian Peregrine Falcons, *Falco peregrinus*: a toxicological assessment. Canadian Field Naturalist 104(2), 244-254.

Rassmussen, P.W., Schrank, C.S., Campfield, P.A. 2007. Temporal trends of mercury concentrations in Wisconsin walleye (*Sander vitreus*), 1982 – 2005. Ecotoxicology 16, 541 – 550.

Rennie, M.D., Sprules, W.G., Vaillancourt, A. 2010. Changes in fish condition and mercury vary by region, not *Bythotrephes* invasion: a result of climate change? Ecography 33, 471-482.

Rigét, F., Braune, B., Bignert, A., Wilson, S., Aars, J., Born, E., Dam, M., Dietz, R., Evans, M., Evans, T., Gamberg, M., Gantner, N., Green, N., Gunnlaugsdóttir, H., Kannan, K., Letcher, R., Muir, D., Roach, P., Sonne, C., Stern, G., Wiig, Ø. 2011. Temporal trends of Hg in Arctic biota, an update. Science of the Total Environment 409. 3520-3526.

Rodrigues, J. 2009. The increase in the length of the ice-free season in the Arctic. Cold Regions Science and Technology 59, 78-101.

Routti, H., Letcher, R.J., Born, E.W., Branigan, M., Dietz, R., Evans, T.J., McKinney, M.A., Peacock, E., Sonne, C. 2011. Spatio-temporal trends of selected trace elements in polar bears (*Ursus maritimus*) from Alaska, Canada and Greenland. Journal of Environmental Monitoring 13,2260–2267.

Rush, S.A., Borgå, K., Dietz, R., Born, E.W., Sonne, C., Evans, T., Muir, D.C.G., Letcher, R.J., Norstrom, R.J., Fisk, A.T. 2008. Geographic distribution of selected elements in the livers of polar bears from Greenland, Canada and the United States. Environmental Pollution 153, 618-626.

Sadraddini, S., Azim, M.E., Shimoda, Y., Mahmood, M., Bhavsar, S.P., Backus, S.M., Arhonditsis, G.B. 2011. Temporal PCB and mercury trends in Lake Erie fish communities: a dynamic linear modeling analysis. Ecotoxicology and Environmental Safety 74, 2203-2214.

Scruton, D.A., Petticrew, E.L., LeDrew, L.J., Anderson, M.R., Williams, U.P., Bennett, B.A., Hill, E.L. 1994. Methylmercury levels in fish tissue from three reservoir systems in insular Newfoundland, Canada, in: Mercury Pollution Integration and Synthesis, CJ Watras and JW Huckabee, Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 441-455.

Semkin, R.G., Mierle, G., Neureuther, R.J. 2005. Hydrochemistry and mercury cycling in a High Arctic watershed. Science of the Total Environment 342, 199-221. Simoneau, M., Lucotte, M., Garceau, S., Laliberté, D. 2005. Fish growth rates modulate mercury concentrations in walleye (*Sander vitreus*) from eastern Canadian lakes. Environmental Research 98:73-82.

Smith, T.G. 1987. The ringed seal, Phoca hispida, of the Canadian Western Arctic. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences 216. Fisheries and Oceans Canada, 81 pp

Sowles, J., Crawford, R., Machell, J., Hennigar, P., Jones, S., Pederson, J., Coombs, K., Atkinson, G., Mathews, S., Taylor, D., Harding, G. 1994. Evaluation of Gulfwatch 1992; Second year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 142 pp.

Sowles, J., Crawford, R., Machell, J., Hennigar, P., Jones, S., Pederson, J., Coombs, K., Atkinson, G., Taylor, D., Harding, G., Chase, M., Robinson, B. 1996. Evaluation of Gulfwatch 1993; Third year of the Gulf of Maine Environmental Monitoring Plan. The Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 133 pp.

Stern, G., Loseto, L. 2010. Mercury concentrations in beluga from the Canadian Arctic, unpublished data. Freshwater Institute, Fisheries and Oceans Canada.

Stern, G.A. 2010a. Temporal trend studies of trace metals and halogenated organic contaminants (HOCs), including new and emerging persistent compounds, in Mackenzie River burbot, Fort Good Hope, NWT, in: Synopsis of Research Conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, pp. 170-178.

Stern, G.A. 2010b. Trace metals and organohalogen contaminants in fish from selected Yukon lakes: a temporal and spatial study, in: Synopsis of Research Conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, 2010b, pp. 179-185.

Stern, G. 2010c. Mercury concentrations in beluga, narwhal and walrus from the Canadian Arctic, unpublished data. Freshwater Institute, Fisheries and Oceans Canada.

Swanson, H., Gantner, N., Kidd, K.A., Muir, D.C.G., Reist, J.D. 2011. Comparison of mercury in landlocked, resident, and sea-run fish (*Salvelinus* spp.) from Nunavut Canada. Environmental Toxicology and Chemistry 30, 1459-1467.

van der Velden, S., Reist, J.D., Babaluk, J.A., Power, M. 2012. Biological and life-history factors affecting total mercury concentrations in Arctic charr from Heintzelman Lake, Ellesmere Island, Nunavut. Science of the Total Environment 433,309-317.

van der Velden, S., Evans, M.S., Dempson, J.B., Muir, D.C.G., Power, M. 2013. Comparative analysis of total mercury concentrations in anadromous and non-anadromous Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from eastern Canada. Science of the Total Environment 447,438-449.

Verdon, R., Brouard, D., Demers, C., Lalumiere, R., Laperle, M., Schetagne, R.1991. Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the la-Grande hydroelectric complex,Quebec, Canada. Water, Air and Soil Pollution 56(1) 405-417.

Wagemann, R., Innes, S., Richard, P.R. 1996. Overview and regional and temporal differences of heavy metals in Arctic whales and ringed seals in the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 186, 41-67.

Ward, D.M., Nislow, K.H., Chen, C.Y., Folt, C.L. 2010. Rapid, efficient growth reduces mercury concentrations in stream-dwelling Atlantic salmon. Transactions of the American Fisheries Society, 139(1), 1–10.

Weis, I.M. 2004. Mercury concentrations in fish from Canadian Great Lakes areas of concern: An analysis of data from the Canadian Department of Environment database. Environmental Research 95(3), 341-350.

Weseloh, D.V.C., Moore, D.J., Hebert, C.E., de Solla, S.R., Braune, B.M., McGoldrick, D.J., 2011. Current concentrations and spatial and temporal trends in mercury in Great Lakes Herring Gull eggs, 1974–2009. Ecotoxicology 20, 1644–1658.

Wiener, J.G., Krabbenhoft, D.P., Heinz, G.H., Scheuhammer, A.M. 2003. *In* Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, G.A. Jr, Cairns, J. Jr.(Eds) Ecotoxicology of Mercury: Handbook of Ecotoxicology. CRC, Boca Raton FL, 2nd ed. pp 409-463.

Wobeser, G., Nielsen, N.O., Dunlop, R.H., Atton, F.M. 1970. Mercury concentrations in tissues of fish from the Sasketchewan River. Journal of the Fisheries Research Board o Canada 27, 830-834.

Wrona, F.J., Prowse, T.D., Reist, J.D., Beamish, R., Gibson, J.J., Hobbie, J., Jeppesen, El, King, J., Koeck, Gl, Korhola, A., Lévesque, L., Macdonald, Rl, Power, M., Skvortsov, V., Vincent, W. 2004. Chapter 8. Freshwater Ecosystems and Fisheries. Arctic Climate Impact Assessment. Cambridge University Press and ACIA Secretariat, Fairbanks, AK, pp. 354-452.

Zhang, L., Qian J-L., Planas, D. 1995. Mercury concentrations in tree rings of black spruce (*Picea mariana* Mill. B.S.P.) in boreal Quebec, Canada. Water, Air and Soil Pollution 81, 163-173.

Chapitre 12:

Effets du mercure sur la santé de la faune aquatique et terrestre au Canada



Auteur coordinateur: A.M. Scheuhammer

Auteurs principaux: A.M. Scheuhammer, N. Basu and D.C. Depew

Collaborateurs : N. Burgess, L. Champoux, M. Wayland, S. Lord, J. Elliott, S. Bhavsar, M. Gamberg, Birgit Braune, Laurie Hing Man Chan

TABLE DES MATIÈRES

112.1 INTRODUCTION	748
12.2 TOXICOLOGIE DU MÉTHYLMERCURE CHEZ LES POISSONS, LES OISEAUX ET LES MAMMIFÈRES	749
12.3 ÉVALUATION TOXICOLOGIQUE DE CERTAINES ESPÈCES DE POISSONS, DE MAMMIFÈRES ET	750
D'OISEAUX DU CANADA	
12.3.1 Poissons	
12.3.2 Mammifères	
12.3.3 Oiseaux	754
12.4 RECHERCHE SUR LE MERCURE DANS LA FAUNE DU PROGRAMME DE RÉGLEMENTATION DE LA QUAI DE L'AIR (PRQA) [2008-2012]	757
12.5.1 Déclaration de Madison sur la pollution au mercure (2007)	764
12.5.2 Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique – Le mercure dans le rapport d'évalu l'Arctique (PSEA, 2011)	
12.5.3 Troisième rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien : Le mercure dar canadien, du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN, 2012)	
12.5.4 Évaluation du mercure dans le bassin des Grands Lacs	766
12.5.5 Résumé et conclusion	767
12 6 DÉFÉDENCES	767

12.1 INTRODUCTION

Sur le plan de l'écotoxicologie, la forme chimique de mercure (Hg) la plus importante est le méthylmercure (MeHg). Principalement synthétisé à partie du Hg2+ par des microbes tels les bactéries sulfatoréductrices et ferroréductrices, le méthylmercure subi une bioamplification dans les chaînes alimentaires, est absorbé efficacement dans le régime alimentaire des vertébrés (pratiquement à 100 %), se répartit dans plusieurs organes corporels, dont le cerveau, et s'avère hautement toxique. Les recherches effectuées au cours des cinquante dernières années et plus nous en ont appris beaucoup sur le métabolisme, le transfert dans la chaîne alimentaire et la toxicité du méthylmercure dans la faune aquatique et terrestre (tel que révisé par Shore et al. 2011; Wiener et al. 2003; Scheuhammer et al.. 2007, et d'autres). Plus récemment, on a documenté une augmentation subtile, mais importante des effets biologiques, dont des modifications comportementales, neurochimiques, hormonales et reproductives, dans la faune aquatique et terrestre prédatrice exposée à des niveaux écologiquement appropriés de méthylmercure (Sandheinrich et Wiener 2011: Scheuhammer et al. 2012a: Crump et Trudeau 2009). Les effets potentiels à l'échelle de la population sont en cours d'évaluation pour certaines espèces, comme le Plongeon huard [Gavia immer] (Burgess et Meyer 2008; Evers et al., 2008).

À cause de la bioamplification du méthylmercure. les prédateurs de niveau trophique supérieur, en particulier ceux qui sont associés aux chaînes alimentaires aquatiques, courent plus de risques de subir une exposition alimentaire accrue au méthylmercure et des effets sur la santé liés au mercure. Au Canada, les espèces les plus vulnérables comprennent des grands poissons prédateurs, comme le grand brochet, le touladi et le doré jaune: des mammifères prédateurs, comme l'ours blanc, le phoque, les odontocètes, la loutre et le vison; et des oiseaux piscivores, comme le Plongeon, le Pygargue à tête blanche, le Balbuzard pêcheur et divers oiseaux de mer prédateurs. À l'inverse, l'accumulation de mercure chez les animaux de niveau trophique inférieur (p. ex. les herbivores) et chez les prédateurs terrestres (p. ex. les loups, les renards, les oiseaux de proie terrestres) est généralement inférieure au niveau

requis pour causer des effets toxiques. Bien qu'on ait observé que certaines espèces de passereaux forestiers (Jackson et al., 2011; Brasso et Cristol 2008; Cristol et al., 2008) et le vespertilion brun (Myotis lucifugus) [Nam et al., 2012] subissent une exposition alimentaire élevée au méthylmercure dans des sites à proximité de voies navigables contaminées au mercure des États-Unis, on n'a observé aucun scénario semblable (ni expressément étudié) au Canada. Les concentrations tissulaires de mercure rapportées pour les passereaux canadiens comme l'Étourneau (Sturnus vulgaris), le Merle (Turdus migratorius), la Grive de Bicknell (Catharus bicknelli), le Carouge à épaulettes (Agelaius phoeniceus) et le Cincle d'Amérique (Cinclus mexicanus) sont généralement très faibles comparativement à celles qu'on rapporte pour les espèces plus imposantes et plus piscivores (Baril et al., 1990; Frank et al., 1975; Morrissey et al., 2005; Rimmer et al., 2005). Néanmoins, la concentration moyenne de mercure dans le sang (environ 1 µg/g-1 en poids humide) de Quiscales rouilleux (*Euphagus carolinus*) nichant dans l'écozone forestière acadienne [provinces maritimes de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick ainsi que les États de la Nouvelle-Angleterre et du Maine, du New Hampshire et du Vermont] était trois à sept fois plus élevée que partout ailleurs en Amérique du Nord (Edmonds et al., 2010) et concordait avec les tendances géographiques similaires d'exposition élevée au mercure constatées chez les Plongeons huards nichant dans les provinces maritimes du Canada (voir la section 12.3.3; voir aussi le chapitre 10). D'autres recherches sont nécessaires pour analyser les effets possibles (sur la reproduction et d'autres activités) de ces expositions relativement élevées au mercure chez des espèces non piscivores qui pourraient aussi s'avérer relativement vulnérables aux effets embryotoxiques du méthylmercure (Heinz et al., 2009).

Dans le présent chapitre, nous examinerons brièvement les effets toxiques de l'exposition alimentaire au méthylmercure chez les poissons, les mammifères et les oiseaux sauvages, puis nous comparerons les concentrations tissulaires de mercure rapportées pour diverses espèces de la faune aquatique et terrestre du Canada aux seuils de toxicité proposés pour ces taxons. Ensuite, nous présenterons

les principales constatations du projet de recherche sur le mercure dans la faune du Programme de réglementation de la qualité de l'air (PRQA), qui a examiné les principaux corrélats environnementaux et biologiques du mercure chez les Plongeons huards reproducteurs et leurs proies provenant de quatre sites d'étude différents à l'échelle du Canada et enfin, nous évaluerons la possible importance toxicologique des concentrations de mercure observées.

12.2 TOXICOLOGIE DU MÉTHYLMERCURE CHEZ LES POISSONS, LES OISEAUX ET LES MAMMIFÈRES

Bien que d'autres tissus puissent être touchés, tous sont généralement d'accord pour dire que la principale cible de la toxicité manifeste ou subclinique du méthylmercure se trouve dans le système nerveux central et périphérique. Cette constatation est vraie pour les animaux adultes, jeunes et en développement (au stade embryonnaire); cependant, on considère généralement que le stade de l'embryon en développement constitue le stade de vie le plus sensible. De plus, de légers troubles endocriniens ou neurocomportementaux chez les adultes reproducteurs précèdent la neurotoxicité manifeste, entraînant potentiellement des modifications de l'accouplement (ou du frai), de la nidification ou des soins parentaux (p. ex., Crump et Trudeau, 2009; Evers et al., 2008; Heath et Frederick, 2005). Il appert donc que les troubles de la reproduction découlant de l'exposition au méthylmercure se produisent à des concentrations alimentaires de mercure sept fois plus faibles que celles requises pour engendrer une intoxication manifeste au méthylmercure chez les adultes (Sandheinrich et Wiener, 2011; Scheuhammer et al., 2012; Shore et al., 2011).

L'intoxication manifeste au méthylmercure chez l'animal s'accompagne généralement d'une dégénérescence structurelle du cortex occipital et du cervelet dans le cerveau, ainsi que d'une dégénérescence de la moelle épinière et des fibres nerveuses périphériques, menant à de

l'ataxie (incoordination et perte d'équilibre), à de la faiblesse, à des tremblements ou convulsions, à un dysfonctionnement sensoriel et ultimement, à la mort (Heinz, 1996, Wiener et al., 2003). On a souvent signalé, par le passé, des cas d'intoxication manifeste au méthylmercure de poissons, d'oiseaux sauvages et de mammifères au Canada et ailleurs découlant de la contamination au mercure dans l'environnement causée par un certain nombre de processus industriels. comme l'utilisation de mercure dans la production de chloralcali, l'exploitation de mines aurifères, l'industrie des pâtes et papiers et les traitements antifongiques des semences utilisés dans le secteur agricole (Rattner et al., 2011), mais de telles intoxications sont rares de nos jours. Actuellement, la faune aquatique et terrestre est bien moins souvent exposée au méthylmercure dans des scénarios d'exposition alimentaire aiguë, mais elle est plutôt exposée de façon chronique à de faibles concentrations de méthylmercure d'origine alimentaire. Néanmoins, les concentrations tissulaires de mercure de plusieurs espèces de poissons et d'animaux sauvages dans certains environnements continuent de se situer dans l'ordre de grandeur des niveaux associés à la toxicité manifeste (USEPA, 1997, Basu et al., 2007a) et pourraient s'avérer assez élevées pour provoquer des troubles de la reproduction, des anomalies comportementales et d'autres effets biologiques plus légers. Les environnements qui présentent une importante contamination découlant d'émissions de sources ponctuelles antérieures sont particulièrement préoccupants (p. ex. anciennes mines de mercure ou d'or, fonderies et usines de chloralcali fermées), tout comme les systèmes aquatiques désignés comme « sensibles au mercure » dans lesquels les paramètres biogéochimiques facilitent la méthylation du Hg2+ provenant en grande partie de dépôts atmosphériques, engendrant une exposition alimentaire relativement élevée au méthylmercure dans les biotes de niveau trophique supérieur. Les conditions hydrologiques et chimiques qui caractérisent les environnements sensibles au mercure comprennent des eaux à faible alcalinité ou à faible pH et des systèmes aquatiques comportant de vastes zones humides subissant des inondations périodiques (Wiener et al., 2003). Un examen détaillé des tendances temporelles du mercure pour diverses espèces de la faune aquatique et terrestre est présenté au chapitre 11.

12.3 ÉVALUATION TOXICOLOGIQUE DE CERTAINES ESPÈCES DE POISSONS, DE MAMMIFÈRES ET D'OISEAUX DU CANADA

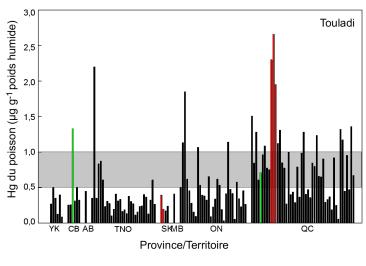
12.3.1 Poissons

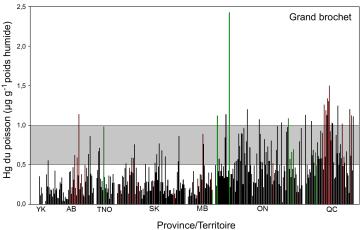
Les grands poissons prédateurs de niveau trophique supérieur contiennent généralement les concentrations de mercure les plus élevées. Par exemple, une enquête sur le mercure (principalement sur le méthylmercure) dans les poissons d'eau douce du nord-est de l'Amérique du Nord a constaté que les concentrations moyennes dans les filets de poisson de longueurs normalisées de 13 espèces s'échelonnaient de 0,19 μg/g⁻¹ en poids humide chez les espèces de bas niveau trophique (meunier noir; *Catastomus* commersoni) à un maximum de 0,98 µg/g⁻¹ en poids humide chez le maskinongé (Esox masquinongy), un prédateur dominant (Kamman et al. 2005). Des tendances semblables d'augmentation des concentrations de mercure dans les poissons en parallèle avec l'augmentation du niveau trophique ont aussi été relevées et analysées en ce qui concerne les eaux canadiennes (voir le chapitre 13). Ainsi, dans le cadre de la présente évaluation toxicologique, nous examinerons principalement les concentrations de mercure des espèces prédatrices de niveau trophique supérieur qui sont largement répandues et relativement communes dans les lacs du Canada, et pour lesquelles il existe de vastes ensembles de données sur les concentrations tissulaires de mercure (c.-à-d. le touladi [Salvelinus namaycush], le grand brochet [Esox lucius] et le doré jaune [Stizostedion vitreus]).

Depew *et al.* (2012) ont examiné des études contrôlées en laboratoire sur l'exposition alimentaire au méthylmercure des poissons et catégorisé les effets nocifs observés chez les poissons en fonction de leur pertinence écologique, puis ils ont établi des seuils de toxicité alimentaire selon l'approche de Beckvar *et al.* (2005). Des régimes alimentaires contenant des concentrations de méthylmercure supérieures à $2 \mu g/g^{-1}$ en poids humide ont été nécessaires pour induire une mortalité importante chez les poissons [par

contre, les durées des expériences n'ont peut-être pas été assez longues pour réaliser ce test dans toutes les études] (Depew *et al.*, 2012). De même, on n'a observé aucun effet nocif sur la croissance ou le gain de poids jusqu'à des concentrations alimentaires supérieures à 2,5 μ g/g⁻¹ en poids humide dans les études où ces paramètres ont été évalués. À l'inverse, on a observé des effets sur les paramètres des troubles de la reproduction (*c.-à-d.* comportement reproductif et réussite du frai, atrophie des gonades, réduction des concentrations de stéroïdes sexuels) à des expositions alimentaires bien plus faibles, soit de 0,1 à 0,5 μ g/g⁻¹ en poids humide (Depew *et al.*, 2012).

Malheureusement, les études sur le terrain relatives aux effets nocifs du méthylmercure chez les poissons manquent généralement d'information sur les concentrations de méthylmercure dans les régimes alimentaires des poissons étudiés. Toutefois, on a observé chez les poissons sauvages des effets nocifs qui, selon les concentrations de mercure mesurées dans les muscles squelettiques ou les corps entiers. coïncident généralement avec les seuils de toxicité proposés pour les poissons obtenus à partir des études en laboratoire (Depew et al., 2012). Selon un récent examen critique, un intervalle d'environ 0,5 à 1,0 µg/g⁻¹ en poids humide dans les muscles axiaux peut être considéré comme la plage générale de seuils engendrant des effets importants sur la santé des poissons, notamment des dommages aux cellules et aux tissus et des dysfonctions reproductives (Sandheinrich et Wiener, 2011). De même, Dillon et al. (2010) ont présenté un modèle dose-effet qui a prédit un pourcentage mesurable, quoique faible, de dommages aux poissons à une concentration du corps entier allant de 0,1 à 0,2 μg/g⁻¹ en poids humide, ce qui est à peu près comparable à la dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) d'approximativement 0,5 µg/q⁻¹ en poids humide de mercure dans les muscles axiaux (Sandheinrich et al., 2012). Les figures 12.1a à 12.1c montrent les concentrations movennes actuelles (dans les 12 dernières années) de mercure dans les muscles de trois espèces de poissons prédateurs de niveau trophique supérieur (touladi, grand brochet et doré jaune ayant atteint la maturité sexuelle) provenant de divers sites (lacs et réservoirs) à travers le Canada. représentées avec une plage estimative de dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) de 0,5 à





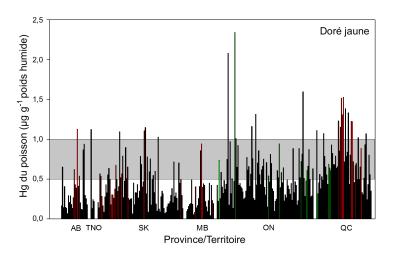


FIGURE 12.1 Concentrations moyennes de mercure dans les muscles de certaines espèces de poissons d'eau douce provenant de divers sites (lacs ou réservoirs, mais à l'exclusion des Grands Lacs) du Canada, regroupées par provinces et territoires et configurées grossièrement d'ouest en est.

Panneau supérieur: Touladi; panneau du milieu:Grand brochet; panneau de fond: Doré jaune. Les données représentées correspondent à des poissons ayant atteint la maturité sexuelle (mesurant plus de 35 cm), provenant de lacs où cinq spécimens ou plus ont été échantillonnés. Les zones ombrées représentent la plage estimative des doses minimales avec effet nocif observé de toxicité chez les poissons, telle que l'ont proposée Sandheinrich et Wiener (2011). Barres vertes = « lacs contaminés » (lacs classés comme susceptibles de recevoir un certain niveau de pollution au mercure en provenance de sources voisines); barres rouges = réservoirs. Les données proviennent des multiples bases de données utilisées par Depew et al. (Chapitre 13).

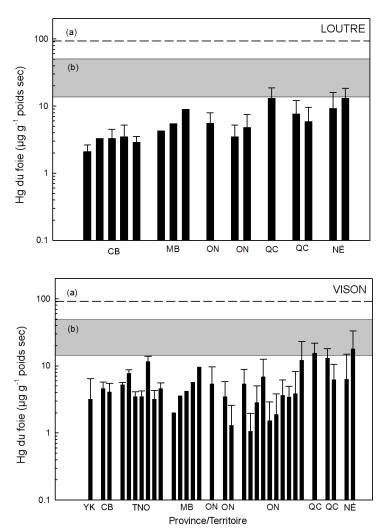


FIGURE 12.2 Concentrations moyennes de mercure dans les foies de visons (panneau supérieur) et de loutres de rivière de divers (panneau de fond) sites à travers le Canada, représentées avec le seuil estimatif engendrant une intoxication clinique manifeste et la mort (ligne « a »; Shore et al., 2011) ainsi que la plage estimative de seuils engendrant des changements neurochimiques (zone ombrée « b »; selon Basu et al., 2007a, et en utilisant un facteur de 3 [de Klenavic et al., 2008] pour convertir la plage approximative de teneur en mercure dans le cerveau engendrant des changements neurochimiques [de 5 à 17 μ g/g-1 en poids sec] en une plage estimative équivalente de seuils de teneur en mercure dans le foie [de 15 à 51 μ g/g-1 en poids sec]). Les données représentées sont fondées sur Martin et al., 2011; Klenavic et al., 2008; Gamberg et al., 2005; Evans et al., 2000; Fortin et al., 2000; Harding et al., 1998; Poole et al., 1998, et Kucera, 1983.

1,0 μg/g⁻¹ en poids humide. Les concentrations observées chez le doré jaune et le brochet des réservoirs du nord du Québec figuraient parmi les concentrations moyennes les plus élevées (en partie parce que plusieurs ouvrages de retenue du Québec ont été créés récemment comparativement aux ouvrages de retenue de l'ouest du Canada). À l'occasion, des concentrations de mercure dans le poisson relativement plus élevées ont été associées à des lacs désignés comme « contaminés » (recevant des apports de contaminants en provenance de

sources ponctuelles locales). Par exemple, le touladi du lac Pinchi au centre de la Colombie-Britannique présentait des concentrations de mercure supérieures à celle du touladi d'autres lacs de la Colombie-Britannique en général (figure 12.1a) et des lacs à proximité du lac Pinchi en particulier, probablement dues en grande partie à la contamination au mercure provenant d'une ancienne mine de mercure située sur les rives du lac (Weech *et al.*, 2004). Les concentrations moyennes de mercure les plus élevées chez le brochet et le doré jaune (environ 2,4 µg/g⁻¹

en poids humide) ont été mesurées au lac Clay, en Ontario, qui a été lourdement contaminé au mercure par les émissions d'une usine de chloralcali dans les années 1960 et 1970.

Les concentrations moyennes de mercure dans les spécimens adultes de grands poissons prédateurs d'eau douce du Canada dépassent la plage de seuils engendrant des effets négatifs sur la santé dans une proportion importante de lacs (figures 12.1a à 12.1c). Néanmoins, la proportion des lacs et réservoirs de l'ouest du Canada où les concentrations moyennes de mercure dans les poissons atteignent ou dépassent la plage de seuils engendrant des effets négatifs sur la santé est relativement faible comparativement à ce qu'on observe en Ontario et au Québec. Par exemple, les touladis de 13 % des lacs à l'ouest de l'Ontario atteignent ou dépassent la plage de seuils. comparativement à 32 % pour les lacs d'Ontario et à 67 % pour les lacs du Québec. De même, Sandheinrich et al. (2011) ont conclu qu'environ 57 % des dorés jaunes et 49 % des grands brochets des lacs et ouvrages de retenue d'Ontario présentaient des concentrations de mercure qui atteignent ou dépassent la plage de seuils engendrant des effets négatifs sur la santé. En plus du touladi, du brochet et du doré jaune, la plage de dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) présumée a été atteinte ou dépassée chez d'autres espèces de poisson, comme l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), dans certains sites ontariens (Sandheinrich et al., 2011). Une évaluation semblable du mercure dans le poisson portant spécifiquement sur l'Arctique canadien (Scheuhammer et al., 2012b) a conclu que les concentrations de mercure dans les espèces de poissons d'eau douce boréaux canadiens atteignent ou dépassent rarement la plage de seuils de toxicité. Cependant, les concentrations moyennes de mercure total des ombles dulcicoles (Salvelinus alpinus) provenant du lac Amituk sur l'île Cornwallis et des touladis provenant du lac Cli dans les Territoires du Nord-Ouest (également illustré comme la plus haute valeur moyenne pour le touladi dans les Territoires du Nord-Ouest à la figure 12.1a) dépassent clairement la plage de dose minimale avec effet nocif observé proposée. Une évaluation spatiale plus détaillée des risques liés au mercure pour les poissons au Canada est présentée au chapitre 13.

12.3.2 Mammifères

Le vison (*Mustela vison*) et la loutre (*Lutra canadensis*), très répandus dans tout le Canada (sauf dans l'Extrême-Arctique), sont des espèces fauniques mammifères prédatrices associées à des milieux aquatiques d'eau douce pour lesquels on a recueilli des ensembles de données relativement vastes sur l'exposition au mercure. La figure 12.2 montre les concentrations moyennes de mercure dans le foie de ces deux espèces dans divers lieux à travers le Canada, représentées avec le niveau seuil approximatif engendrant l'intoxication manifeste au méthylmercure et la mort, ainsi que la plage estimative de seuils associée aux changements neurochimiques plus légers qui peuvent précéder la neurotoxicité manifeste. Les preuves disponibles indiquent que l'exposition movenne au mercure chez la loutre et le vison au cours des plus récentes décennies n'a été suffisamment élevée nulle part au Canada pour poser un risque important de neurotoxicité manifeste et de décès (figure 12.2). Cependant, cette conclusion doit être tirée avec une certaine prudence à cause de la façon dont les individus de ces espèces sont généralement obtenus (c.-à-d. par piégeage). Un piégeage efficace nécessite des animaux mobiles relativement en santé, de sorte que les animaux morts, mourants ou atteints d'effets neurologiques attribuables au méthylmercure ne seront probablement pas bien représentés par l'utilisation d'une telle technique d'échantillonnage. Néanmoins, il est peu probable qu'une grande proportion des populations de mustélidés canadiennes soit actuellement exposée à des concentrations de méthylmercure suffisamment élevées pour entraîner une intoxication manifeste. Par contre, l'exposition pourrait être assez élevée, dans certains cas, pour provoquer des changements neurochimiques importants dans le cerveau, telles des modifications de la densité des neurorécepteurs (Basu et al., 2008; Basu et al., 2007b). En particulier, les niveaux de mercure ont tendance à être plus élevés et dans la plage des seuils engendrant des effets neurochimiques dans certains lieux de l'est du Canada (Ontario, Québec, Nouvelle-Écosse).

Une récente évaluation des mammifères marins de l'Arctique canadien a conclu que l'exposition au mercure chez certaines espèces, en particulier



le phoque commun d'eau douce (Phoca vitulina) de l'ouest de la baie d'Hudson, était suffisamment élevée pour soupçonner de possibles effets néfastes sur la santé et recommander des recherches supplémentaires (Scheuhammer et al., 2012b). Les concentrations de méthylmercure dans les cervelets d'ours blancs (*Ursus maritimus*) étaient plus basses que celles qui se sont avérées toxiques dans le cadre d'essais d'alimentation en laboratoire sur des mammifères ne provenant pas de l'Arctique, alors que les concentrations dans les cervelets de bélugas (Delphinapterus leucas) étaient suffisamment élevées pour potentiellement causer d'importants changements neurochimiques, mais probablement pas assez élevées pour causer une neurotoxicité manifeste au méthylmercure (Scheuhammer et al., 2012b).

12.3.3 Oiseaux

Récemment, Shore *et al.* (2011) ont conclu, à la suite d'une mise à jour de l'évaluation toxicologique préexistante de Thompson (1996), que des concentrations de mercure dans un intervalle d'environ 2 à 52 $\mu g/g^{-1}$ en poids humide [approximativement 7 à 180 $\mu g/g^{-1}$ en poids sec] dans le foie ou d'environ 0,8 à 5,1 $\mu g/g^{-1}$ en poids sec] dans les œufs des oiseaux sont associées à d'importants troubles de la reproduction. Il est possible que le méthylmercure injecté soit plus toxique que le

méthylmercure d'origine maternelle (Heinz et al., 2009), ce qui pourrait compliquer l'interprétation des résultats tirés d'études d'injection dans les œufs. cependant, les œufs de Plongeons huards fertiles dans lesquels on a injecté du méthylmercure présentaient une diminution progressive du succès d'éclosion à une plage de concentrations de 0.5 à 2.9 µg/g⁻¹ en poids humide [approximativement 2 à 15 µg/g-1 en poids sec] (Kenow et al., 2011). La superposition de la plage de seuils de toxicité aviaire du mercure dans les œufs proposée par Shore et al. (2011) aux concentrations de mercure dans les œufs de quatre grandes espèces d'oiseaux piscivores provenant de divers sites du Canada dans les 15 dernières années (figure 12.3a) indique que, au sein d'une même espèce, les échantillons provenant de sites à l'ouest (ouest de l'Ontario) présentent généralement des concentrations de mercure inférieures aux échantillons provenant de sites à l'est du Canada. Des gradients d'exposition croissante au mercure similaires, d'ouest en est. ont été rapportés précédemment pour des œufs de Plongeons huards (Evers et al., 2003: Scheuhammer et al., 2001), des foies de Plongeons adultes (figure 12.3b; Scheuhammer et al., 2008) et du sang de Plongeons (Evers et al., 1998), Les niveaux actuels (de 2000 à 2012) de mercure dans les œufs de Plongeons au Canada sont égaux ou supérieurs aux niveaux de la période précédente (de 1972 à 1997) présentée dans Scheuhammer et al. (2000). Le Plongeon huard semble présenter des concentrations moyennes de mercure dans les œufs plus élevées que plusieurs autres grandes espèces d'oiseaux piscivores (Balbuzard pêcheur [*Pandion haliaetus*], Pygarque à tête blanche [Haliaeetus leucocephalus]. Grand Héron [Ardea Herodia]: figure 12.3a), mais ce résultat est peut-être dû en partie à la pratique consistant à échantillonner principalement des œufs de Plongeons non éclos. Par conséguent, les données sur le mercure concernant les œufs de Plongeons ne sont pas fondées sur un échantillon aléatoire d'œufs pondus, mais seulement sur les œufs provenant de nids abandonnés ou d'autres scénarios où les œufs n'ont pas éclos. À l'heure actuelle, les concentrations movennes de mercure dans de tels œufs de Plongeons provenant des provinces maritimes canadiennes se situent toutes dans la plage de seuils des troubles de la reproduction. Ces constatations corroborent les recherches faisant

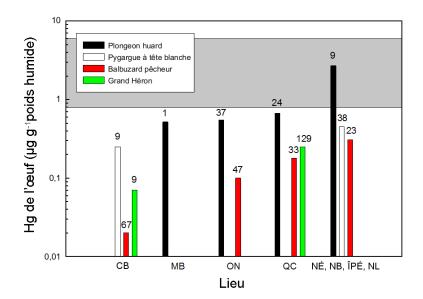


FIGURE 12.3A Concentrations moyennes de mercure dans les œufs de quatre espèces d'oiseaux piscivores du Canada, avec la plage estimative de seuils des troubles de la reproduction (zone ombrée; Shore et al., 2011). Les chiffres sous les barres indiquent la taille des échantillons. Les données sont tirées de Champoux et al., 2006b, 2009; Evers et al., 2005; Elliott et al., 2000, 1996, 1989; DesGranges et al., 1998; Hughes et al., 1997; Scheuhammer et al., non publié. Les données sur les œufs de Plongeons (Scheuhammer et al., non publié) représentent les années 2000 à 2012 et excluent les données publiées précédemment sur les œufs de Plongeons au Canada provenant de Scheuhammer et al., 2001.

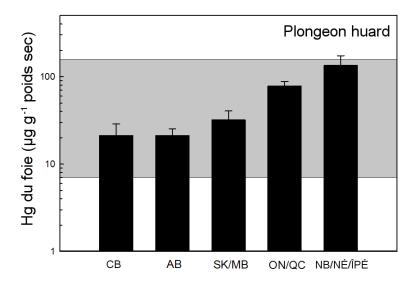


FIGURE 12.3B Concentrations (± écart-type) moyennes de mercure total dans des foies de Plongeons huards (Gavia immer) trouvés morts dans divers sites du Canada, présentant une tendance générale de l'exposition au mercure à la hausse d'ouest en est, superposées à la plage de seuils de toxicité aviaire au mercure (zone ombrée) proposée par Shore et al., 2011.

état d'une exposition élevée au mercure et d'une faible productivité des Plongeons reproducteurs dans certains sites du Canada atlantique (Burgess et Meyer 2008; Burgess et Hobson 2006; Burgess et al., 2005).

Une évaluation semblable des espèces d'oiseaux de mer de l'Arctique canadien a récemment conclu que la concentration moyenne de mercure dans les œufs de Mouettes blanches (*Pagophila eburnean*) de l'île Seymour se situait dans la plage de seuils des troubles de la reproduction et que la concentration moyenne de mercure dans les œufs de Guillemot à miroir (*Cepphus grille*) de l'île Sainte-Hélène s'en approchait de très près (Scheuhammer *et al.*, 2012b).

Les œufs de la plupart des espèces d'oiseaux aquatiques au Canada ont tendance à présenter des concentrations de mercure considérablement plus basses que celles des oiseaux de niveau trophique supérieur, tels le Plongeon et le Pygarque à tête blanche. Par exemple, les concentrations de mercure dans les œufs de Goélands argentés (Larus argentatus) de divers emplacements des Grands Lacs varient d'environ $0.06 \mu g/g^{-1}$ à $0.25 \mu g/g^{-1}$ en poids humide (Weseloh et al., 2011). Ces concentrations sont inférieures à la plage estimative de seuils des troubles de la reproduction. Par exemple, les concentrations de mercure dans les œufs de Grèbes jougris (Podiceps grisegena) des lacs du centre de la Colombie-Britannique présente aussi une faible toxicologie, même ceux qui viennent du lac Pinchi contaminé au mercure Imovenne œuf-mercure d'environ 0,25 μg/g-1 en poids humide au lac Pinchi Lake et moindre dans les autres lacs des environs] (Weech et al., 2006).

L'évaluation des risques de toxicité pour la reproduction chez le Plongeon huard en fonction des concentrations de mercure dans le foie plutôt que dans les œufs a révélé que les Plongeons adultes trouvés morts ou obtenus autrement (abattus) pour divers projets de recherche au Canada entre 1990 et 2000 présentaient souvent des concentrations moyennes de mercure dans le foie atteignant ou dépassant la plage de seuils proposée des troubles de la reproduction, en particulier dans les provinces de l'est du Canada (figure 12.3b). Il faut prendre garde, cependant, si l'on utilise les concentrations de

mercure total dans le foie pour faire des évaluations toxicologiques, car chez les espèces piscivores à longue durée de vie, le mercure total dans le foie se compose souvent d'une grande proportion de mercure inorganique associé à du sélénium plutôt que de méthylmercure (Scheuhammer et al., 2008, 1998). On considère généralement la déméthylation du méthylmercure en un composé relativement stable et non toxique de Hq2+ associé à du sélénium comme un mécanisme protecteur (Ralston et al., 2008: Caurant et al., 1996). Néanmoins, les concentrations élevées de mercure dans le foie fréquemment constatées chez les Plongeons canadiens (et aussi chez certains Pygarques à tête blanche) constituent une préoccupation importante pour la santé de la faune (Scheuhammer et al., 2008; Weech et al., 2003).

Étant donné que le méthylmercure est une neurotoxine, la connaissance des concentrations de mercure dans les tissus du cerveau est extrêmement avantageuse pour effectuer les évaluations toxicologiques. Malheureusement, très peu d'études sur le terrain ont mesuré les concentrations de mercure dans le cerveau des oiseaux piscivores. Les études qui ont consigné les concentrations de mercure dans les tissus du cerveau associés à des variables neurochimiques ont constaté que des concentrations de mercure dans le cerveau inférieures à environ 3 à 5 µg/g-1 en poids sec sont généralement trop faibles pour être associés de manière fiable à des changements détectables de densité des neurorécepteurs ou de l'activité enzymatique chez les Goélands argentés des Grands Lacs (Rutkiewicz et al., 2010) ou les Plongeons huards migrateurs trouvés morts par suite du botulisme sur la côte nord du lac Érié (Hamilton et al., 2011). Par contre, certains Plongeons d'autres sites canadiens (Scheuhammer et al., 2008), ainsi que des Pygarques à tête blanche du bassin des Grands Lacs (Rutkiewicz et al., 2011) et d'ailleurs au Canada (Scheuhammer et al., 2008). peuvent présenter des concentrations de mercure dans le cerveau suffisamment élevées (de 5 à 34 µg/ g-1 en poids sec) pour perturber la neurochimie du cerveau, ce qui pourrait se traduire par des troubles touchant les comportements liés à la recherche de nourriture, à l'accouplement ou à la nidification, ou d'autres comportements essentiels.

12.4 RECHERCHE SUR LE MERCURE DANS LA FAUNE DU PROGRAMME DE RÉGLEMENTATION DE LA QUALITÉ DE L'AIR (PRQA) [2008-2012]

Voici les principaux objectifs du projet de recherche du Programme de réglementation de la qualité de l'air : 1) déterminer les facteurs environnementaux et biologiques qui contribuent le plus à la variabilité des concentrations de mercure chez les petits poissons et les Plongeons huards dans quatre sites d'étude distincts du Canada; 2) évaluer les concentrations de mercure dans des échantillons de muscle de poissons et de sang de Plongeons du point de vue de la toxicologie. Les quatre sites d'étude généraux (figure 12.4) ont été choisis en fonction des apports atmosphériques de mercure élevés connus ou soupçonnés, ou des concentrations de mercure élevées observées auparavant chez les poissons ou les Plongeons.

Le site 1 se trouvait au centre de l'Alberta, à un endroit où l'on sait que les émissions atmosphériques de mercure provenant des centrales électriques alimentées au charbon sont particulièrement élevées (Morrison, 2011), Le site 2 était situé à cheval sur la frontière Manitoba-Saskatchewan, dans les environs de la fonderie de métaux communs de Flin Flon, aussi reconnu comme une des sources maieures restantes d'émissions atmosphériques de mercure (Morrison, 2011). Le site 3 se trouvait dans le sudouest du Québec, dans une zone qui reçoit beaucoup de dépôts atmosphériques acides et où l'on sait que les Plongeons nichant sur certains lacs subissent une exposition relativement élevée au mercure (Champoux et al., 2006a). Le site 4 était situé dans le parc national du Canada Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse, un endroit où les Plongeons huards reproducteurs présentent des concentrations de mercure dans le sang parmi les plus élevées d'Amérique du Nord de même qu'une productivité inférieure à la moyenne (Burgess et Meyer, 2008). Pour chaque site, de 20 à 30 lacs où vivent des Plongeons huards reproducteurs ont été sélectionnés aux fins de l'échantillonnage. Aux sites 1 et 2, un nombre approximativement équivalent de lacs de référence (lacs en retrait ou en amont des sources d'émissions de mercure) et de lacs touchés (lacs à proximité et généralement en aval des sources d'émissions) ont été choisis. Aucun lac de référence n'a été désigné pour les sites 3 et 4 du fait que ces sites ne comportent aucune source ponctuelle d'émissions de mercure.

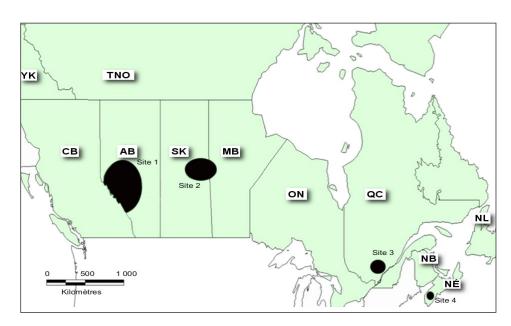


FIGURE 12.4 Emplacements des sites de l'étude sur la faune aquatique et terrestre du Programme de réglementation de la qualité de l'air

Pour chaque lac, des échantillons de sédiments de surface ont été prélevés, lyophilisés et analysés pour en déterminer les concentrations de mercure total (pour évaluer le degré relatif de la charge de mercure du lac) et de sélénium. On a analysé des échantillons d'eau quant aux principales variables de la chimie de l'eau (alcalinité, pH, phosphore total, teneur en sulfates, carbone organique total). À l'aide de diverses techniques (pêche au filet, nasse à vairon et pêche à la ligne), on a prélevé au moins cinq petites perchaudes [de 6 à 18 cm] (Perca flavescens) de chaque lac. En l'absence de perchaudes, de petits spécimens de l'espèce de poisson pélagique la plus abondante lui étaient substitués. Il y avait des perchaudes dans 54 lacs et c'est l'espèce la plus communément prélevée dans les quatre sites d'étude. Parmi les autres espèces prélevées, on retrouve l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis; 24 lacs), la ouitouche (Semotilus corporalis; 10 lacs, au Québec seulement), le ventre rouge du nord (*Phoxinus* eos; 9 lacs), la queue à tache noire (Notropis hudsonius;7 lacs) et le méné de lac (Semotilus atromaculatus; 7 lacs). On a examiné la longueur, le poids et l'âge des poissons (dans le cas de l'âge, pour la perchaude seulement, en comptant les anneaux d'écailles nettoyés au microscope). On a déterminé pour chaque poisson les concentrations de mercure total, ainsi que les valeurs δ^{15} N et δ^{13} C, à l'aide d'échantillons de muscles axiaux lyophilisés, comme il est décrit dans Weech et al. (2004). Les isotopes stables de l'azote ($\delta^{15}N$) peuvent fournir d'importants renseignements sur le niveau trophique auquel les poissons et autres organismes se nourrissent (Vander Zanden et al., 1997). Les isotopes stables du carbone (δ^{13} C) fournissent des renseignements sur les sources de carbone dans le régime alimentaire (p. ex. pour différencier les stratégies alimentaires privilégiant davantage le littoral que les eaux profondes chez les poissons d'eau douce; France, 1995). Ces deux paramètres peuvent influencer considérablement l'exposition alimentaire relative au méthylmercure chez les animaux qui vivent en liberté (Ethier et al., 2008; Power et al., 2002; Weech et al., 2003, 2004). Des Plongeons huards, oisillons et adultes, ont été capturés à l'aide de la technique d'éclairage de nuit d'Evers (1992) et des échantillons de sang hépariné ont été prélevés aux fins d'analyse du mercure total et des valeurs des isotopes de l'azote et du carbone.

On a aussi déterminé la valeur $\delta^{15}N$ de référence (consommateur primaire) de chaque lac, le plus souvent en utilisant de petites myes ou de petits escargots d'eau prélevés à cet effet. Néanmoins, si ces taxons étaient absents, d'autres organismes (phrygane ou zooplancton) leur étaient substitués. Toutes les valeurs brutes $\delta^{15}N$ des poissons et des Plongeons ont été corrigées en leur soustrayant la valeur $\delta^{15}N$ de référence moyenne du lac approprié.

Les concentrations de mercure dans les sédiments de surface des lacs près de la fonderie de Flin Flon (site 2) représentaient sans conteste les plus importants apports de mercure, certaines dépassant celles des sédiments des lacs de référence de plus d'un ordre de grandeur (figure 12.5). Étonnamment. les sédiments de surface des lacs situés près des grandes centrales électriques alimentées au charbon du centre de l'Alberta ne présentaient pas des concentrations de mercure élevées comparativement aux lacs de références correspondants (site 1), Les sédiments de surface des lacs de références du site 2 et de tous les lacs du site 1 présentaient des concentrations de mercure relativement faibles (généralement de 0,1 μg/g⁻¹ ou moins en poids sec), alors que les lacs des sites plus à l'est (sites 3 et 4) avaient souvent des niveaux de mercure plus élevés dans les sédiments (supérieurs à 0,1 µg/g⁻¹ en poids sec). Plusieurs lacs du site 2 à proximité de la fonderie de Flin Flon avaient des concentrations de mercure dans les sédiments d'un ordre de grandeur plusieurs fois supérieur (plus de 2 μg/g⁻¹ en poids sec) à celles de la plupart des autres lacs des quatre sites. Les concentrations très élevées de mercure dans les sédiments de surface de ces lacs à proximité de Flin Flon ne se sont pas traduites par des concentrations de mercure élevées correspondantes dans les poissons de ces mêmes lacs. Les concentrations de mercure dans les perchaudes et les autres petits poissons fourrages des sites d'étude de l'ouest (sites 1 et 2) étaient toutes relativement faibles comparativement à celles des sites de l'est (sites 3 et 4). Les plus hauts niveaux de mercure dans le poisson ont été observés dans le parc national du Canada Kejimkujik, alors que les concentrations moyennes de mercure dans les perchaudes à cet endroit atteignaient la plage de seuils de toxicité pour le poisson proposée par Sandheinrich et Wiener

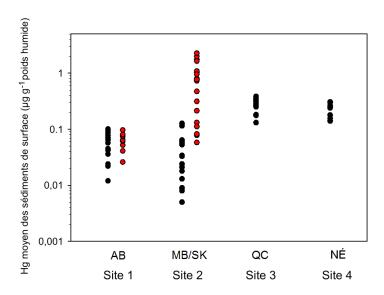


FIGURE 12.5 Concentrations moyennes de mercure des sédiments de surface des lacs individuels des quatre sites d'étude. Pour les sites 1 et 2, les cercles rouges représentent les lacs relativement proches d'une importante source ponctuelle industrielle d'émissions atmosphériques de mercure, alors que les cercles noirs correspondent aux lacs de référence. Pour les sites 3 et 4, comme il n'y avait aucune source ponctuelle industrielle d'émissions atmosphériques de mercure, tous les lacs échantillonnés sont représentés par des cercles noirs.

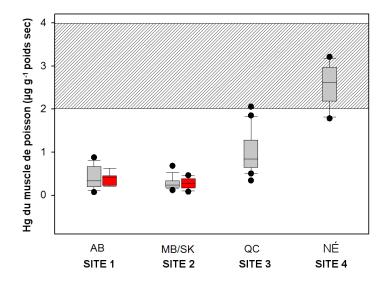


FIGURE 12.6 Diagrammes en boîte des concentrations de mercure dans les petits poissons (principalement des perchaudes) des quatre sites d'étude. Les barres rouges indiquent les lacs à proximité de certaines importantes sources ponctuelles d'émissions atmosphériques de mercure, comme il est mentionné à la section 12.4. La zone ombrée correspond à la plage estimative de seuils associée à des effets toxiques importants du mercure chez le poisson selon Sandheinrich et Wiener (2011), convertie en concentrations au poids sec au moyen d'un facteur de conversion de 4 (de poids humide à poids sec).

(2011) [figure 12.6]. On a rapporté des changements cellulaires associés à l'augmentation des concentrations de mercure, notamment un nombre accru d'agrégats de macrophages dans le foie, chez les perchaudes des lacs du parc national du Canada Kejimkujik (Batchelar, 2011).

Pour déterminer les plus importants corrélats des concentrations de mercure dans le poisson, les valeurs perchaude-mercure ont été modélisées avec d'autres variables mesurées. L'objectif premier consistait à identifier les variables qui contribuent le plus à la variabilité des concentrations de mercure dans le poisson des lacs des quatre sites d'étude. Les paramètres utilisés pour modéliser la valeur log₁₀ perchaude-mercure moyenne de chaque lac (en utilisant uniquement des poissons de 6 à 15 cm) étaient le pH du lac, l'alcalinité du lac, la teneur en sulfates du lac, le carbone organique total du lac, le mercure dans les sédiments, le sélénium dans les sédiments, la valeur δ^{15} N corrigée du poisson et la valeur δ¹³C corrigée du poisson. L'ensemble de modèles initial comprenait tous les paramètres potentiels et n'utilisait que les lacs où tous ces paramètres avaient été mesurés. Les poids totaux des variables explicatives ont ensuite été regroupés, puis les variables présentant le poids le plus bas ont été éliminées. L'élimination des variables de faible valeur prédictive a permis d'intégrer progressivement plus de lacs à l'analyse, puis de réitérer l'analyse selon un

nombre de plus en plus grand de lacs échantillonnés et une liste de variables du modèle de plus en plus petite. Le tableau 12.1 présente les résultats de cette approche itérative pour tous les modèles finaux dont le poids dépasse 0,01.

TABLEAU 12.1 Résultats de la modélisation itérative de la concentration moyenne de mercure dans le poisson par rapport aux variables des lacs.

Variables explicatives	AICc	ΔAICc	Poids
pH, alcalinité	5,6	0	0,599
рН	6,1	0,5	0,363
pH, alcalinité, mercure dans les sédiments	9,2	3,6	0,016
pH, alcalinité, sélénium dans les sédiments	9,2	3,6	0,016

AICc = critère d'information d'Akaike corrigé

Selon l'analyse ci-dessus, le modèle comportant deux variables explicatives (pH et alcalinité) avait un meilleur critère d'information d'Akaike corrigé (Burnham et Anderson, 2002) que tout autre modèle et il a été examiné plus en profondeur. L'analyse a été exécutée sur les 45 lacs disposant de ces variables. On a constaté une relation hautement significative (p < 0,01) entre le mercure dans le poisson et le pH et l'alcalinité du lac.

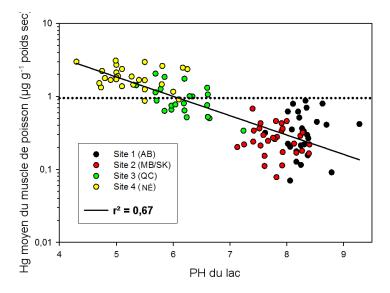


FIGURE 12.7 Concentrations moyennes de mercure dans le poisson calculées par régression par rapport au pH des lacs pour les quatre sites d'étude du Canada (p < 0,01) et incluant le seuil estimatif de toxicité alimentaire du méthylmercure entraînant des troubles de la reproduction chez le Plongeon huard (ligne pointillée).

Compte tenu de l'apparente importance du pH des lacs comme déterminant des concentrations de mercure dans le poisson, les concentrations moyennes de mercure dans le poisson (perchaudes et autres espèces en l'absence de perchaudes) ont été superposées au pH pour tous les lacs dont cette variable avait été mesurée, en incluant aussi le seuil estimatif de toxicité alimentaire entraînant des troubles de la reproduction chez le Plongeon huard (Kenow et al., 2003). Cette analyse indiquait que les concentrations moyennes de mercure des petits poissons fourrages d'un certain nombre de lacs des sites d'étude du Québec et de la Nouvelle-Écosse étaient suffisamment élevées pour entraîner des effets négatifs sur les Plongeons reproducteurs, alors que les petits poissons d'aucun des lacs échantillonnés aux sites de l'ouest ne présentaient des niveaux moyens de mercure dépassant le seuil estimatif de toxicité alimentaire des Plongeons (figure 12.7). Presque tous les lacs où les concentrations de mercure dans le poisson dépassaient le seuil de toxicité estimatif avaient un pH inférieur à 6,5 (figure 12.7).

Un exercice de modélisation de nature semblable a été réalisé pour déterminer les principaux corrélats du mercure dans le sang de jeunes Plongeons huards. On a établi la moyenne du mercure dans le sang (log, a) de tous les prélèvements sanguins des jeunes Plongeons d'un même lac, puis on l'a modélisée à l'aide d'une variété de paramètres relatifs au lac. Un ensemble de neuf variables a été examiné au départ : pH du lac, alcalinité du lac, teneur en sulfates du lac, carbone organique total du lac, mercure dans les sédiments. sélénium dans les sédiments, concentration moyenne de mercure dans le poisson (log_{10}), valeur $\delta^{15}N$ corrigée du Plongeon et valeur δ¹³C corrigée du Plongeon. Concernant le mercure dans le poisson, seuls des poissons de 6 à 18 cm ont été utilisés et toutes les movennes sont fondées sur au moins cinq spécimens par lac. Si on avait prélevé au moins cinq perchaudes dans le lac, la concentration moyenne de mercure de la perchaude a été utilisée, autrement, on a utilisé la concentration moyenne de mercure de l'espèce dont on avait prélevé le plus grand nombre de spécimens. Tous les modèles potentiels avec une, deux ou trois variables explicatives ont été examinés (129 modèles). L'analyse était basée sur 53 lacs pour lesquels les neuf variables explicatives avaient été mesurées. Tous les modèles dont le poids est supérieur à 0,01 sont présentés au tableau 12.2.

TABLEAU 12.2 Résultats de la modélisation itérative de la concentration moyenne de mercure dans le sang de jeunes Plongeons par rapport aux variables choisies.

Variables explicatives	AICc	ΔAICc	Poids
рН	15,8	0	0,506
pH, mercure dans les sédiments	16	0,2	0,415
pH, valeur $\delta^{\text{15}}\text{N},$ mercure dans le poisson	19,2	3,4	0,017
pH, mercure dans les sédiments	19,3	3,5	0,015
pH, valeur δ^{15} N	19,4	3,6	0,014
pH, mercure dans le poisson, mercure dans les sédiments	19,6	3,8	0,011

Pour chaque prédicteur, la somme du poids par rapport à tous les modèles est indiquée au tableau 12.3.

TABLEAU 12.3 Importance relative des variables modélisées pour expliquer la variabilité des concentrations de mercure dans le sang des jeunes Plongeons entre les lacs

Prédicteur	Poids total	
рН	1,000	
Mercure dans le poisson	0,452	
Valeur $\delta^{15}N$	0,031	
Mercure dans les sédiments	0,027	
Alcalinité	0,010	
Sélénium dans les sédiments	0,010	

Selon les résultats du tableau 12.3, on a éliminé toutes les variables sauf le pH, le mercure dans le poisson et la valeur $\delta^{15}N$ du Plongeon. L'analyse a été exécutée de nouveau en fonction de ces trois variables. Le modèle choisi utilisait 64 lacs et les résultats sont présentés au tableau 12.4.

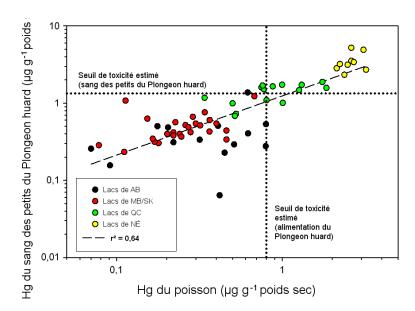


FIGURE 12.8 Concentrations moyennes de mercure dans le sang de jeunes Plongeons huards calculées par régression par rapport aux concentrations moyennes de mercure du muscle axial des petits poissons pélagiques du lac [principalement des perchaudes] (p < 0,01). La figure comprend la dose minimale avec effet nocif observé estimative (ligne pointillée, selon Kenow et al., 2003, convertie en concentration au poids sec) de mercure dans le sang des jeunes Plongeons afin de désigner les lacs où elle est dépassée.

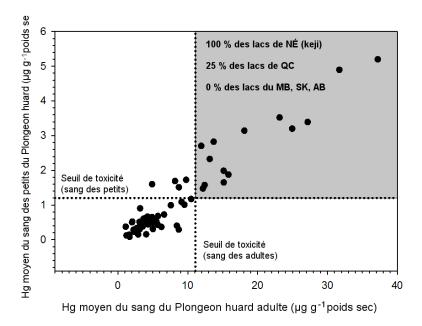


FIGURE 12.9 Concentrations moyennes de mercure dans le sang de Plongeons huards adultes reproducteurs superposées à celles de leurs petits pour les quatre sites d'étude du Canada. Les lignes pointillées correspondent aux doses minimales avec effet nocif observé estimatives du mercure dans le sang pour les jeunes Plongeons (selon Kenow et al., 2003) et les Plongeons adultes (selon Evers et al., 2008 et Scheuhammer et al., 2007). La zone ombrée indique les lacs où les doses minimales avec effet nocif observé sont dépassées pour les adultes et leurs petits.

TABLEAU 12.4 Résultats de la modélisation itérative de la concentration moyenne de mercure dans le sang des jeunes Plongeons par rapport aux variables choisies du tableau 12.3 (pH, mercure dans le poisson et valeur δ15N du Plongeon)

Variables explicatives	AICc	ΔAICc	Poids
pH, mercure dans le poisson	18,2	0	0,904
рН	21,1	2,9	0,050
pH, mercure dans le poisson, valeur $\delta^{15}N$	21,2	3,0	0,045

Selon ces résultats, la valeur $\delta^{15}N$ a été éliminée; le modèle à deux paramètres (pH et mercure dans le poisson) a été choisi comme modèle expliquant le mieux la variabilité entre lacs de l'exposition au mercure chez les jeunes Plongeons. Compte tenu de l'étroite relation entre le mercure dans le poisson et le pH du lac (figure 12.7) et du fait que, sur le plan biologique, les jeunes Plongeons et les petites perchaudes occupent des positions trophiques pratiquement identiques dans les lacs où ils sont présents simultanément (selon les mesures de la valeur δ^{15} N; données non présentées), il n'est pas étonnant que les corrélats les plus importants des concentrations de mercure dans le sang des jeunes Plongeons soient le mercure dans le poisson et le pH du lac. Sur le plan toxicologique, seuls les lacs des deux sites d'étude de l'est posent des risques importants pour la santé des jeunes Plongeons huards (figure 12.8).

De plus, les concentrations de mercure dans le sang des Plongeons adultes et de leurs jeunes étaient fortement corrélées et la relation obtenue indique, une fois de plus, que plusieurs lacs du site 3 (au Québec) et tous les lacs du site 4 (parc national du Canada Kejimkujik) posent un risque important de troubles de la reproduction pour le Plongeon huard, alors que les lacs des deux sites d'étude de l'ouest ne posent généralement pas de risques liés au mercure pour ce même oiseau (figure 12.9).

Voici les conclusions générales du projet de recherche sur le mercure dans la faune du Programme de réglementation de la qualité de l'air :

- Les perchaudes (et autres espèces de petits poissons pélagiques) des lacs situés à proximité de centrales électriques alimentées au charbon en Alberta et à proximité de la fonderie de métaux communs de Flin Flon ne présentaient pas des concentrations de mercure élevées comparativement aux poissons des lacs de référence correspondants. Leurs concentrations de mercure n'étaient pas suffisamment élevées pour occasionner des troubles de santé chez le Plongeon huard ou les autres animaux piscivores.
- Les jeunes Plongeons huards des lacs situés à proximité de centrales électriques alimentées au charbon en Alberta et à proximité de la fonderie de métaux communs de Flin Flon ne subissaient pas une exposition au mercure (concentrations de mercure dans le sang) suffisamment élevée pour nuire à leur santé.
- Les concentrations de mercure total des sédiments de surface contribuent pour très peu (moins de 10 %) à la variabilité entre lacs des concentrations de mercure dans le poisson ou les jeunes Plongeons des quatre sites d'étude. Le méthylmercure dans les sédiments ou la colonne d'eau pourraient constituer un meilleur corrélat du mercure dans le poisson et les Plongeons, mais comme il n'a pas été mesuré dans ces milieux, ces variables n'ont pu être évaluées à ce titre.
- Les petits poissons de certains lacs du site rural au sud du Québec et du parc national du Canada Kejimkujik présentaient des concentrations de mercure suffisamment élevées pour poser un risque important pour la santé du Plongeon huard (et potentiellement d'autres animaux piscivores).
- Le pH des lacs contribuait dans la plus grande proportion (plus de 60 %) à la variabilité entre lacs des concentrations de mercure mesurées dans les quatre sites d'étude.
- Les lacs « sensibles au mercure » (oligotrophes, à faible alcalinité, à faible pH, comportant une quantité substantielle de carbone organique provenant de vastes zones humides) qui reçoivent des charges atmosphériques de mercure modérées sont plus susceptibles d'accroître les risques liés à la toxicité du mercure pour la faune

piscivore que les lacs moins sensibles (productifs, à forte alcalinité, à pH élevé) qui reçoivent de plus gros apports de mercure. L'importance du pH et de l'alcalinité des lacs comme déterminants des concentrations de mercure dans les petits poissons et les Plongeons huards qui y nichent est corroborée par des recherches canadiennes antérieures (Burgess et al., 2005; Burgess et Meyer, 2008; Scheuhammer et Blancher, 1994) ainsi que par des recherches d'autres régions d'Amérique du Nord (p. ex. Greenfield et al., 2001; Wiener et al., 2006; Wiener et al., 1990).

12.5 CONCLUSIONS PROVENANT D'AUTRES ÉVALUATIONS RÉCENTES SUR LE MERCURE DANS LA FAUNE

Un certain nombre d'évaluations réalisées au cours des cinq dernières années ont souligné les risques pour la santé de la faune aquatique et terrestre liés à l'exposition à des niveaux de mercure écologiquement réalistes et présenté des conclusions qui concordent, dans l'ensemble, avec les constatations de l'évaluation actuelle du Programme de réglementation de la qualité de l'air.

12.5.1 Déclaration de Madison sur la pollution au mercure (2007)

La déclaration de Madison sur la pollution au mercure (2007) résume les conclusions scientifiques et techniques des quatre groupes d'experts qui se sont réunis en prévision de la huitième conférence internationale sur le mercure en tant que polluant mondial (International Conference on Mercury as a Global Pollutant), tenue à Madison, Wisconsin, aux États-Unis, en août 2006. La déclaration expose les principales constatations des groupes d'experts et leurs conclusions par consensus à propos des principales questions suivantes, pertinentes sur le plan politique : 1) les sources atmosphériques de mercure; 2) l'exposition au méthylmercure et ses effets sur les humains et la faune; 3) les

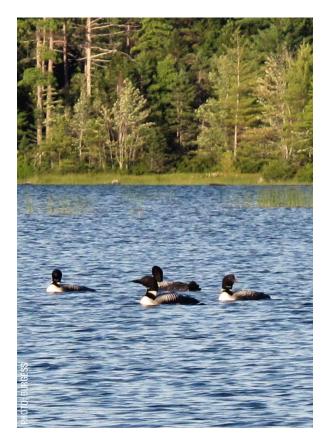
conséquences socioéconomiques de la pollution au mercure; 4) le rétablissement de la pêche du poisson contaminé au mercure. En ce qui concerne les effets sur la faune aquatique et terrestre, les groupes d'experts concluent ce qui suit :

- Les preuves obtenues en laboratoire et sur le terrain laissent supposer que le méthylmercure alimentaire pourrait nuire à la reproduction des populations de poissons sauvages dans les eaux de surface contenant des réseaux trophiques dont les concentrations de méthylmercure sont élevées, mais écologiquement réalistes.
- Les études de laboratoire et de terrain sur les oiseaux piscivores ont démontré une relation significative entre l'exposition au méthylmercure et divers indicateurs de toxicité du méthylmercure, en particulier des troubles de la reproduction, à des niveaux écologiquement réalistes d'absorption de méthylmercure d'origine alimentaire.
- La modélisation de populations de Plongeons huards indiquent que la réduction des émissions de mercure pourrait occasionner d'importants avantages pour certaines populations régionales de Plongeons qui subissent actuellement une exposition élevée au méthylmercure (y compris les populations de Plongeons du parc national du Canada Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse, au Canada). Les avantages anticipés découleraient principalement d'un succès amélioré de l'éclosion et du développement des oisillons jusqu'à la maturité en parallèle avec la diminution des concentrations de mercure dans les poissons-proies.

12.5.2 Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique – Le mercure dans le rapport d'évaluation de l'Arctique (PSEA, 2011)

Le récent rapport du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA, 2011), rédigé par des experts internationaux, examine l'état de la science sur le mercure et de la surveillance dans les régions arctiques du monde. Le chapitre à propos des effets biologiques du mercure sur la faune aquatique et terrestre de l'Arctique (Dietz *et al.*, 2011) conclut

que quelques lacs des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut au Canada contiennent des espèces de poisson dont les concentrations de mercure dépassent le seuil associé à de possibles effets toxiques. Les espèces de poisson marin de l'Arctique présentent généralement des concentrations de mercure considérablement plus faibles que les espèces de poisson d'eau douce; néanmoins, une grande espèce prédatrice à longue durée de vie, le reguin du Groenland (Somniosus microcephalus), présente une concentration de mercure dans les muscles qui dépasse le seuil de la dose minimale avec effet nocif observé. Les concentrations de mercure observées actuellement dans les œufs de certaines espèces d'oiseaux de mer de l'Arctique canadien (p. ex. Sterne arctique [Sterna paradisaea], Mouette blanche) sont suffisamment élevées pour soupconner de possibles troubles de la reproduction attribuables à l'exposition au méthylmercure; par contre aucune recherche visant à confirmer explicitement cette possibilité n'a été entreprise pour l'instant. Les phogues communs d'eau douce de l'ouest de la baie d'Hudson présentent des concentrations de mercure élevées dans le foie et des concentrations relativement élevées dans les



muscles, mais il est nécessaire de réaliser des études pour déterminer les possibles effets de l'exposition au méthylmercure sur la santé de cette sous-population de phoques.

12.5.3 Troisième rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien : Le mercure dans le Nord canadien, du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN, 2012)

Le troisième rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien [RECAC-III] (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord. 2012) évalue plus en détail les données canadiennes utilisées dans la vaste évaluation sur le mercure du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA, 2012) et présente des conclusions conformes à celles du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique. En ce qui a trait aux effets du mercure sur la faune aquatique et terrestre de l'Arctique canadien (Scheuhammer et al., 2012b), le troisième rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien conclut que, nonobstant le nombre relativement restreint de recherches visant à examiner et à documenter les effets biologiques du mercure sur les biotes arctiques, il apparaît que l'exposition au mercure est suffisante pour soupconner des effets négatifs sur certaines espèces canadiennes (plus particulièrement, le requin du Groenland [Somniosus microcephalus], le touladi [Salvelinus namavcush]. le grand brochet [Esox *lucius*], l'omble dulcicole dans certains emplacements, la Sterne arctique, le Guillemot à miroir, le Goéland bourgmestre, le Fulmar boréal [Fulmarus glacialis], ainsi que le phoque commun d'eau douce et l'ours blanc dans certains emplacements). Selon l'autre conclusion d'importance du troisième rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien (RECAC-III), les études sur les effets biologiques du mercure doivent constituer une priorité maieure des futurs efforts de recherche et de surveillance liés au mercure dans l'Arctique canadien.

12.5.4 Évaluation du mercure dans le bassin des Grands Lacs

L'évaluation du mercure dans la région des Grands Lacs (Evers et al., 2011a), soutenue par la Commission des Grands Lacs par l'intermédiaire de son programme sur les dépôts atmosphériques financé par l'Environmental Protection Agency des États-Unis, a commencé en 2008 et plus de 170 scientifiques et gestionnaires y ont pris part afin de compiler et d'évaluer plus de 100 000 mesures sur le mercure et d'intégrer des analyses sur le mercure et une modélisation du mercure environnemental plus récentes pour le bassin des Grands Lacs. Les principaux résultats de cette initiative ont été publiés dans une série de plus de 30 articles scientifiques dans les revues *Ecotoxicology* et *Environmental* Pollution, y compris les importants articles de synthèse d'Evers et al. (2011b) et de Wiener et al. (2011). Voici les grandes conclusions pertinentes pour la santé de la faune aquatique et terrestre du Canada :

Les niveaux de mercure dans la région des Grands Lacs ont grandement diminué au cours des quarante dernières années, en parallèle avec la diminution des émissions atmosphériques dans la région. Une étude sur des spécimens de plumes de musées provenant de Sternes pierregarins (Sterna hirundo), de Grands Hérons et de Goélands argentés du Michigan (de 1895 à 2007) a révélé que les niveaux de mercure dans les plumes ont culminé entre 1920 et 1949 et sont à la baisse depuis ce temps (Head et al., 2011). À l'heure actuelle, les niveaux moyens sont jusqu'à trois fois plus bas que la valeur moyenne maximale de la période de 1920 à 1949. Cette diminution correspond aux tendances observées dans les sédiments datés des Grands Lacs. De plus, la teneur en mercure d'œufs de Goélands argentés échantillonnés entre 1974 et 2009 montre une diminution dans 14 sites sur 15 [baisses de 23 à 86 %] (Weseloh et al., 2011). Par contre, les niveaux de mercure de quelques poissons et oiseaux de certains emplacements du bassin montrent des signes d'augmentation au cours des dernières années.

- Les concentrations de mercure dans le poisson des Grands Lacs en tant que tels sont généralement bien plus basses que celles d'espèces similaires provenant de bon nombre de plans d'eau intérieurs et de réservoirs de la région des Grands Lacs (Bhavsar et al., 2011; Sanheinrich et al., 2011; Zananski et al., 2011).
- On trouve des zones où les concentrations de mercure sont élevées dans les biotes (zones biologiquement sensibles) dans l'ensemble de la région des Grands Lacs selon les résultats des récentes études sur le Plongeon huard et la perchaude (Evers et al., 2011a), sur le vison (Martin et al., 2011) et sur le Goéland argenté (Weseloh et al., 2011). De telles zones biologiquement sensibles sont vraisemblablement liées à des facteurs du paysage et du lac, comme le pH, l'alcalinité et le contenu organique, ainsi qu'à la proximité de sources ponctuelles de mercure, anciennes ou contemporaines, en provenance d'industries émettrices.
- Une évaluation préalable des risques s'appuyant sur 43 000 mesures sur le mercure pour quatre espèces de poissons prédateurs des Grands Lacs (doré jaune [Sander vitreus], grand brochet, achigan à petite bouche [Micropterus dolomieu] achigan à grande bouche [Micropterus salmoides]) provenant de plus de 2 000 emplacements a révélé que 3 à 18 % des sites d'échantillonnage présentaient des poissons dont les concentrations tissulaires dépassaient 0,3 µg/g⁻¹ en poids humide (corps entier), soit des niveaux associés à des effets nocifs sur la reproduction ou la survie du poisson (Sandheinrich et al., 2011). Dans le cas des lacs et réservoirs canadiens (de l'Ontario) du bassin, les pourcentages étaient encore bien plus élevés (par exemple, plus de 30 % pour le doré iaune).
- Les Plongeons huards mâles reproducteurs d'environ 29 % de la région étudiée et les Plongeons huards femelles reproductrices d'environ 12 % de cette même région présentaient des concentrations de mercure dans le sang de 2 μg/mL⁻¹ et plus, une valeur associée à une diminution de plus de 22 % de la production de jeunes à l'envol (Evers et al., 2011b, c). Evers et al.

- (2011b, c) on désigné sept zones biologiquement sensibles au mercure dans le bassin des Grands Lacs, dont des lacs du centre-sud de l'Ontario.
- L'injection de méthylmercure dans des œufs de Plongeons huards, qui laisse place à la possibilité de différences dans la toxicité entre le méthylmercure injecté et celui d'origine maternelle, a révélé que des concentrations écologiquement significatives (de 0,5 à 2,9 μg/g⁻¹ en poids humide) sont associées à une moindre viabilité des embryons, à un succès d'éclosion réduit et à des modifications du comportement relatif à l'éclosion (Kenow et al., 2011).
- Des études sur des Pygargues à tête blanche et des Plongeons huards du Canada (Scheuhammer et al., 2008) ainsi que sur des Pygargues à tête blanche des États-Unis (Rutkiewicz et al., 2011), dont plusieurs ont été échantillonnées dans le bassin des Grands Lacs, ont révélé des associations significatives entre l'exposition au mercure et des modifications des biomarqueurs neurochimiques. Cependant, dans les études sur le Plongeon huard (Hamilton et al., 2011) et le Goéland argenté (Rutkiewicz et al., 2010) du bassin des Grands Lacs qui subissent des expositions au mercure bien moins élevées que ceux des oiseaux des études susmentionnées, aucune association significative n'a été signalée. Ensemble, ces études ont aidé à établir une plage de seuils putative d'environ 3 à 5 μg/g-1 (en poids sec) pour les modifications neurochimiques importantes associées au mercure dans le cerveau des oiseaux.

12.5.5 Résumé et conclusion

Selon les recherches, il existe un nombre important de milieux aquatiques du Canada où les concentrations tissulaires de mercure accumulées dans divers animaux piscivores terrestres ou aquatiques sont suffisamment élevées être préoccupantes. La plupart de ces milieux, mais pas tous, sont des lacs et des réservoirs semi-éloignés de l'est du pays (Ontario, Québec, Nouvelle-Écosse) et ils ont tendance à s'accompagner de conditions oligotrophes, de faible alcalinité, de faible pH ou de zones humides inondées

périodiquement. Les populations à risque de la faune aquatique et terrestre profiteraient sans doute de plus de réductions des émissions industrielles de mercure. Bien que les délais de réaction précis des écosystèmes demeurent inconnus, des réductions des émissions se traduiraient par une diminution des quantités de nouveau mercure disponible pour la méthylation et la bioamplification, abaissant, au bout du compte, l'exposition au méthylmercure des espèces aquatiques et terrestres prédatrices de niveau trophique supérieur associées aux réseaux alimentaires aquatiques sensibles au mercure.

12.6 RÉFÉRENCES

AMAP (2011) Assessment of Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Program, Oslo,Norway http://amap.no/documents/index.cfm?action=getfile&dirsub=&filename=86253%5Fmercury%5FL0%5FFINAL-SEC.pdf&sort=default

Baril, A. Elliott JE, Somers JD, and Erickson G (1990) Residue levels of environmental contaminants in prey species of peregrine falcon, *Falco peregrinus*, in Canada. Can Field-Nat 104: 273-284.

Basu N, Scheuhammer AM, Rouvinen-Watt K, *et al.* (2008) The effects of mercury on muscarinic cholinergic receptor subtypes (M1 and M2) in captive mink. Neurotoxicology 29: 328-334.

Basu N, Scheuhammer AM, Bursian SJ, *et al.* (2007a) Mink as a sentinel species in environmental health. Environ Res 103: 130-144.

Basu N, Scheuhammer A, Rouvinen-Watt K, *et al.* (2007b) Decreased N-methyl-D-aspartic acid (NMDA) receptor levels are associated with mercury exposure in wild and captive mink. Neurotoxicology 28: 587-593.

Batchelar K (2011) Effects of mercury on the general and reproductive health of yellow perch in Kejimkujik National Park, Nova Scotia. MSc thesis, Graduate Academic Unit of Biology, University of New Brunswick, 143 pp.

Beckvar N, Dillon TM, and Read LB (2005) Approaches for linking whole-body fish tissue residues of mercury or DDT to biological effects thresholds. Environ Toxicol Chem 24: 2094-2105.

Bhavsar SP, Awad E, Mahon CG, and Petro S (2011) Great Lakes fish consumption advisories: Is mercury a concern? Ecotoxicology 20: 1588-1598.

Brasso RL, and Cristol DA (2008) Effects of mercury exposure on reproductive success of tree swallows (*Tachycineta bicolor*). Ecotoxicology 17: 133-141.

Burgess NM, and Meyer MW (2008) Methylmercury exposure associated with reduced productivity in common loons. Ecotoxicology 17:83-91.

Burgess NM, Evers DC, and Kaplan JD (2005) Mercury and other contaminants in Common Loons breeding in Atlantic Canada. Ecotoxicology 14: 241-252.

Burgess NM and Hobson KA (2005) Bioaccumulation of mercury in yellow perch (*Perca flavescens*) and common loons (*Gavia immer*) in relation to lake chemistry in Atlantic Canada. Hydrobiologia 567: 275-282.

Burnham KP and Anderson DR (2002) Model selection and inference: a practical information-theoretic approach, 2nd ed, Springer, New York, 488 pp.

Caurant F, Navarro M, and Amiard JC. (1996) Mercury in pilot whales: Possible limits to the detoxification process. Sci Tot Environ 186: 95-104.

Champoux, L., Trudeau S, Fitzgerald G, *et al.* (2009) Contamination of and biomarkers in the Great Blue Heron, *Ardea herodias*, indicator species for the St. Lawrence River, 2001-2002. Technical Report Series number 501, Quebec Region 2009, Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Sainte-Foy, 65 pp.

Champoux L, Masse D, Evers D, *et al.* (2006a) Assessment of mercury exposure and potential effects on Common Loons (*Gavia immer*) in Quebec. Hydrobiologia 567:263-274. Champoux L, Rodrigue J, Trudeau S, *et al.* (2006b). Contamination and biomarkers in the Great Blue Heron, an indicator of the state of the St.Lawrence River. Ecotoxicology 15: 83-96.

Cristol DA, Brasso R.L, Condon AM, *et al.* (2008) The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. Science 320: 335.

Crump, KL, and. Trudeau VL. (2009) Mercury-induced reproductive impairment in fish. Environ Toxicol Chem 28: 895-907.

Depew DC, Basu N, Burgess NM, *et al.* (2012) Toxicity of dietary methylmercury to fish: Derivation of ecologically meaningful threshold concentrations. Environ Toxicol Chem 31:1536-47.

DesGranges J-L, Rodrigue J, Tardif B, and Laperle M (1998) Mercury accumulation and biomagnification in ospreys (*Pandion haliaetus*) in the James Bay and Hudson Bay regions of Quebec. Arch Environ Contam Toxicol 35: 330-341.

Dietz R, Basu N, Braune B, *et al.* (2011) What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota? Arctic Monitoring and Assessment Program (AMAP) Mercury in the Arctic Assessment Report, pp 113 – 137.

Dillon T, Beckvar N, and Kern J (2010) Residue-based mercury dose-response in fish: An analysis using mortality-equivalent test endpoints. Environ Toxicol Chem 29:2559–2565.

Edmonds ST, Evers DC, Cristol DA, *et al.* (2010) Geographic and seasonal variation in mercury exposure of the declining rusty blackbird. Condor 112: 789-799.

Elliott JE, Machmer MM, Wilson LK, and Henny CJ (2000) Contaminant.s in ospreys from the Pacific Northwest: II. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, and mercury, 1991-1997. Arch Environ Contam Toxicol 38:93-106.

Elliott JE, Norstrom RJ, and Smith GEJ (1996) Patterns, trends, and toxicological significance of chlorinated hydrocarbon and mercury contaminants in bald eagle eggs from the pacific coast of Canada, 1990-1994. Arch Environ Contam Toxicol 31:354-367

Elliott JE, Butler RW, Norstrom RJ, and Whitehead PE (1989) Environmental contaminants and reproductive success of great blue herons (*Ardea Herodias*) breeding in British Columbia, 1986-1989. Environ Pollut 59:91-114.

Ethier ALM, Scheuhammer AM, and Bond DE (2008) Correlates of mercury in fish from lakes near Clyde Forks, Ontario, Canada. Environ. Pollut. 154: 89-97.

Evans RD, Addison EM, Villeneuve JY, *et al.* (2000) Distribution of inorganic and methylmercury in tissues in mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*). Environ Res 84: 133-139.

Evers DC. (1992) A replicable capture method for adult and juvenile common loons on their nesting lakes. In: Morse, L., Stockwell S, and Pokras, M., eds., *The Loon and Its Ecosystem: Status, Management, and Environmental Concerns*, North American Loon Fund, Bar Harbor, ME, USA, pp 214–221.

Evers DC, Wiener JG, Driscoll CT, *et al.* (2011a) Great Lakes Mercury Connections: The Extent and Effects of Mercury Pollution in the Great Lakes Region. Biodiversity Research Institute, Gorham, Maine. Report BRI 2011-18, 44 pp.

Evers DC, Wiener JG, Basu N, *et al.* (2011b) Mercury in the Great Lakes region: Bioaccumulation, spatiotemporal patterns, ecological risks, and policy. Ecotoxicology 20: 1487-1499.

Evers DC, Williams KA, Meyer MW, *et al.* (2011c). Spatial gradients of methylmercury for breeding common loons in the Laurentian Great Lakes region. Ecotoxicology 20: 1609-1625.

Evers DC, Savoy LJ, Desorbo CR, *et al.* (2008) Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons. Ecotoxicology 17: 69-81.

Evers DC, Burgess NM, Champoux L, *et al.* (2005) Patterns and interpretation of mercury exposure in freshwater avian communities in northeastern North America. Ecotoxicology 14: 193-221.

Evers DC, Taylor KM, Major A, *et al.* (2003) Common loon eggs as indicators of methylmercury availability in North America. Ecotoxicology 12: 69-81.

Evers DC, Kaplan JD, Meyer MW, *et al.* (1998) Bioavailability of environmental mercury in common loon feathers and blood across North America. Environ Toxicol Chem 17: 173-183.

Fortin C, Beauchamp G, Dansereau M, *et al.* (2000) Spatial variation in mercury concentrations in wild mink and river otter carcasses from the James Bay Territory, Quebec, Canada. Arch Environ Contam Toxicol. 40:121-127.

France R (1995) Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotopes. Limnol. Oceanogr. 40: 1310-1313.

Frank R, Holdrinet MH, and Rapley WA (1975) Residue of organochlorine compounds and mercury in birds' eggs from the Niagara Peninsula, Ontario. Arch Environ Contam Toxicol. 2, 205-218.

Gamberg M, Boila G, Stern G, and Roach P. (2005) Cadmium, mercury and selenium concentrations in mink (*Mustela vison*) from Yukon, Canada. Sci Tot Environ 351-352: 523-529.

Greenfield B, Hrabik T, Harvey C, and Carpenter S (2001) Predicting mercury levels in fish: use of water chemistry, trophic ecology, and spatial traits. Can J Fish Aguat Sci 58: 1419-29.

Hamilton M, Scheuhammer AM, and Basu N. (2011) Mercury, selenium and neurchemical biomarkers in different brain regions of migrating common loons from Lake Erie, Canada. Ecotoxicology 20:1677-1683.

Harding LE, Harris ML, and Elliott JE (1998) Heavy and trace metals in wild mink (*Mustela vison*) and river otter (*Lontra canadensis*) captured on rivers receiving metals discharges. Bull Environ Contam Toxicol 61: 600-604.

Head JA, DeBofsky A, Hinshaw J, and Basu N (2011) Retrospective analysis of mercury content in feathers of birds collected from the state of Michigan (1895-2007). Ecotoxicology 20: 1636-1643.

Heath JA, and Frederick PC (2005) Relationships among mercury concentrations, hormones, and nesting effort of white ibises (*Eudocimus albus*) in the Florida Everglades. Auk 122: 255-267.

Heinz G, Hoffman D, Klimstra J, *et al.* (2009) Species differences in the sensitivity of avian embryos to methylmercury. Arch Environ Contam Toxicol 56:129–138.

Heinz GH. (1996) Mercury poisoning in wildlife. In: Fairbrother A, Locke LN, Hoff GL, eds. *Noninfectious Diseases of Wildlife*, 2nd Edition. Iowa State University Press, Ames, IA, pp. 118-127.

Hughes KD, Ewins PJ, and Clark KE (1997) A comparison of mercury levels in feathers and eggs of osprey (*Pandion haliaetus*) in the North American Great Lakes. Arch Environ Contam Toxicol 33: 441-452.

Jackson AK, Evers DC, Folsom SB, *et al.* (2011) Mercury exposure in terrestrial birds far downstream of an historical point source. Environ Pollut 159: 3302 - 3308.

Kamman NC, Burgess NM, Driscoll CT, *et al.* (2005) Mercury in freshwater fish of northeastern North America – a geographic perspective based on fish tissue monitoring databases. Ecotoxicology 14: 163-180.

Kenow KP, Gutreuter S, Hines RK, *et al.* (2003) Effects of methyl mercury exposure on the growth of juvenile common loons. Ecotoxicology 12, 171–182.

Kenow KP, Meyer MW, Rossmann R, *et al.* (2011) Effects of injected methylmercury on the hatching of common loon (Gavia immer) eggs. Ecotoxicology 20:1684-1693.

Klenavic K, Champoux L, O'Brien M, *et al.* (2008) Mercury concentrations in wild mink (*Mustela vison*) and river otter (*Lontra canadensis*) collected from eastern and Atlantic Canada. Relationship to age and parasitism. Environ Pollut 156: 359-366.

Kucera E. (1983) Mink and otter as indicators of mercury in Manitoba waters. Can J Zool 61: 2250-2256.

Martin PA, McDaniel TV, Hughes KD, and Hunter B (2011) Mercury and other heavy metals in freeranging mink of the lower Great Lakes basin, Canada, 1998-2006. Ecotoxicology 20: 1701-1712.

Morrison HA (2011) The Canadian Clean Air Regulatory Agenda Mercury Science Program. Ecotoxicology 20: 1512-1519.

Morrissey CA, Bendell-Young LI, and Elliott JE (2005) Assessing trace-metal exposure to American Dippers in mountain streams of southwestern British Columbia, Canada. Environ Toxicol Chem 24: 836-845.

Nam DH, Yates D, Ardapple P, *et al.* (2012) Elevated mercury exposure and neurochemical alterations in little brown bats (*Myotis lucifugus*) from a site with historical mercury contamination. Ecotoxicology, 21 (4):1094-1101.

Northern Contaminants Program (2012) Canadian Arctic Contaminants Assessment Report III: Mercury in Canada's North., edited by: Braune, B., and Chetelat, J., Northern Contaminants Program (NCP), Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa, 276 pp.

Poole KG, Elkin BT, and Bethke RW (1998)
Organochlorine and heavy metal contaminants in wild mink in western Northwest Territories, Canada. Arch Environ Contam Tosicol 34: 406-413.

Power M, Klein G, Guiguer K, and Kwan M (2002) Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. J Appl Ecol 39: 819-30.

Ralston NV, Ralston CR, Blackwell JL, and Raymond LJ. (2008) Dietary and tissue selenium in relation to methylmercury toxicity. Neurotoxicology 29: 802-811.

Rattner BA, Scheuhammer AM, and Elliott JE. (2011) History of wildlife toxicology and the interpretation of contaminant concentrations in tissues. In: WN Beyer & JP Meador (eds) Environmental Contaminants in Biota: Interpreting tissue concentrations, 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, pp 9-44.

Rimmer CC, McFarland KP, Evers DC, *et al.* (2005) Mercury concentrations in Bicknell's Thrush and other insectivorous passerines in montane forests of northeastern North America. Ecotoxicology 14: 223-240.

Rutkiewicz J, Crump D, Scheuhammer AM, *et al.* (2010). Investigation of spatial trends and neurochemical impacts of mercury in herring gulls across the Laurentian Great Lakes. Environ Pollut 158: 2733-2737.

Rutkiewicz, J, Nam, D-H, Cooley T, *et al.* (2011) Mercury exposure and neurochemical impacts in bald eagles across several Great Lakes states. Ecotoxicology 30: 1649-1676.

Sandheinrich MB, and Wiener JG. (2011)
Methylmercury in fish: Recent advances in assessing toxicity of environmental.ly relevant exposures.
In: Beyer WN, Meador JP, editors. *Environmental Contaminants in Biota: Interpreting Tissue Concentrations*. CRC Press, Boca Raton, pp. 169-190.

Sandheinrich MB, Bhavsar SP, Bodaly RA, *et al.* (2011) Ecological risk of methylmercury to piscivorous fish of the Great Lakes region. Ecotoxicology 20: 1577-1587.

Scheuhammer AM, Basu N, Evers DC, et al. (2012a) Toxicology of mercury in fish and wildlife: Recent advances. In: Bank MS, ed. *Mercury in the Environment: Pattern and Process*. University of California Press, Berkley, pp 223-38.

Scheuhammer AM, Braune B, Chan HM, *et al.* (2012b) Biological Effects of Mercury. In: Canadian Arctic Contaminants Assessment Report (CACAR) III - Mercury. Aboriginal Affairs and Northern Development Canada. Ottawa, Canada, *in press*.

Scheuhammer AM, Basu N, Burgess NM, *et al.* (2008) Relationships among mercury, selenium, and neurochemical parameters in common loons (*Gavia immer*) and bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*). Ecotoxicology 17: 93-101.

Scheuhammer AM, Meyer MW, Sandheinrich MB, and Murray MW. (2007) Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. Ambio 36: 12-19.

Scheuhammer AM, Perrault JA, and Bond DE. (2001) Mercury, methylmercury, and selenium concentrations in eggs of common loons (*Gavia immer*) from Canada. Environ Monit Assess 72: 79-94.

Scheuhammer AM, Wong AHK, Bond D. (1998)
Mercury and selenium accumulation in common loons
(*Gavia immer*) and common mergansers (*Mergus merganser*) from eastern Canada. Environ Toxicol
Chem 17: 197-201.

Scheuhammer AM and Blancher PB (1994) Potential risk to common loons (*Gavia immer*) from methylmercury exposure in acidified lakes. Hydrobiologia 279/280: 445-455.

Shore RF, Pereira G, Walker LA, and Thompson DR. (2011) Mercury in nonmarine birds and mammals. In: Beyer WN, Meador J, ed. *Environmental Contaminants in Biota: Interpreting Tissue Concentrations*. Second Edition. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 603-618.

The Madison Declaration on Mercury Pollution (2007) Ambio 36:62-66.

Thompson DR. (1996) Mercury in birds and terrestrial mammals. In: Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW, eds. *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 341-356.

USEPA (1997) Mercury study report to Congress (Vol. VII): Characterization of human health and wildlife risks from mercury exposure in the United States. EPA-452/R-978-009.

Vander Zanden M, Cabana G, Rasumssen J (1997) Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios $\delta^{15}N$ and literature dietary data. Can J Fish Aquat Sci 54: 1142-1158.

Weech SA, Scheuhammer AM, and Elliott JE (2006) Mercury exposure and reproduction in fish-eating birds breeding in the Pinchi Lake region, British Columbia, Canada. Envriron Toxicol Chem 25:1433-1440.

Weech SA, Scheuhammer AM, Elliott JE, and Cheng KM (2004) Mercury in fish from the Pinchi Lake region, British Columbia, Canada. Environ Pollut 131:275-286.

Weech SA, Wilson LK, Langelier KM, and Elliott JE (2003) Mercury residues in livers of bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*) found dead or dying in British Columbia, Canada (1987 – 1994). Arch Environ Contam Toxicol 45: 562-569.

Weseloh DVC, Moore DJ, Hebert CE, *et al.* (2011) Current concentrations and spatial and temporal trends in mercury in Great Lakes Herring Gull eggs, 1974 – 2009. Ecotoxicology 20: 1644-1658.

Wiener JG, Evers DC, Gay DA, *et al.* (2011) Mercury contamination in the Laurentian Great Lakes region: Introduction and overview. Environ Pollut 161: 243-251.

Wiener JG, Knights BC, Sandheinrich MB, *et al.* (2006) Mercury in soils, lakes, and fish in Voyageurs National Park (Minnesota): Importance of atmospheric deposition and ecosystem factors. Environ Sci Technol 40: 6261-68.

Wiener JG, Krabbenhoft DP, Heinz GH, and Scheuhammer AM (2003) Ecotoxicology of mercury. In: *Handbook of Ecotoxicology (second edition)*, DJ Hoffman, BA Rattner, GA Burton and J Cairns, eds. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton. pp. 409-463. Wiener JG, Cope WG, and Rada RG (1990) Mercury accumulation in yellow perch in Wisconsin seepage lakes: Relation to lake characteristics. Environ Toxicol Chem 9:931-940.

Zananski TJ, Holsen TM, Hopke PK, and Crimmins BS (2011) Mercury temporal trends in top predator fish of the Laurentian Great Lakes. Ecotoxicology 20: 1568-1576.

Chapitre 13:

Évaluation des risques que pose actuellement le mercure pour la faune aquatique et terrestre piscivore



Auteur coordinateur : Neil Burgess

Coauteurs: David Depew, Neil Burgess, Linda Campbell

TABLE DES MATIÈRES

13.1 INTRODUCTION	776
13.2. APERÇU DU MERCURE DANS L'ENVIRONNEMENT ET CONSÉQUENCES ÉCOLOGIQUES POTEN	TIELLES 778
13.2.1 Transport et devenir du mercure	778
13.2.2 Voies d'exposition	778
13.2.3 Écotoxicologie du méthylmercure	779
13.2.4 Sélection des récepteurs écologiques	780
Récepteur faunique : Plongeon huard (Gavia immer)	
Poissons récepteurs : doré jaune (Sander vitreus) et grand brochet (Esox lucius)	781
13.2.5 Paramètres d'évaluation et de mesure	782
13.3 ÉVALUATION DES EFFETS ET DE L'EXPOSITION	782
13.3.1 Évaluation des effets – Sélection et justification des concentrations de référence	782
13.3.2 Évaluation de l'exposition	783
13.3.3 Estimation de l'exposition (Hg _{PROIE})	785
13.4 CARACTÉRISATION DES RISQUES	786
13.4.1 Évaluation des écozones	787
13.4.2 Risques pour les récepteurs écologiques	787
13.4.3 Comparaisons avec d'autres études	790
13.5 ÉVALUATION DE L'INCERTITUDE	791
13.6 RÉSUMÉ ET CONCLUSION	793
13.7 LACUNES SCIENTIFIQUES ET BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE	794
12 0 DÉCÉDENCES	705

13.1 INTRODUCTION

Les conséquences écologiques des dépôts atmosphériques de mercure (Hg) sont devenues un problème environnemental mondial majeur au cours des dernières décennies (Mason et al., 2005). La nature mondiale du problème est liée à la capacité du mercure atmosphérique de voyager sur de longues distances et, jusqu'à récemment, à un manque général de contrôles réglementaires sur les utilisations et les émissions de mercure (PNUE, 2013). Au milieu des années 1990, l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) a enquêté sur les conséquences écologiques du mercure pour des espèces sauvages clés en vue d'établir les fondements d'une potentielle activité réglementaire (USEPA, 1997). Depuis ce temps, la quantité et la qualité des renseignements scientifiques liés aux conséquences écologiques du mercure dans l'environnement se sont grandement accrues et nous donnent désormais la possibilité de perfectionner

notre compréhension des biotes susceptibles d'être exposés au mercure environnemental.

Le présent chapitre vise principalement à présenter les résultats d'une évaluation préalable des risques écologiques (EPRE) du mercure à l'échelle nationale pour certaines espèces de la faune aquatique et terrestre piscivore du Canada. Ce chapitre respecte les lignes directrices générales élaborées par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 1998) et le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 1996) pour l'évaluation des risques écologiques. La figure 13.1 donne un aperçu général de ce processus et souligne les étapes présentées dans ce chapitre.

À l'aide du processus d'évaluation des risques écologiques, ce chapitre tentera de répondre aux questions suivantes en ce qui concerne le mercure environnemental au Canada :

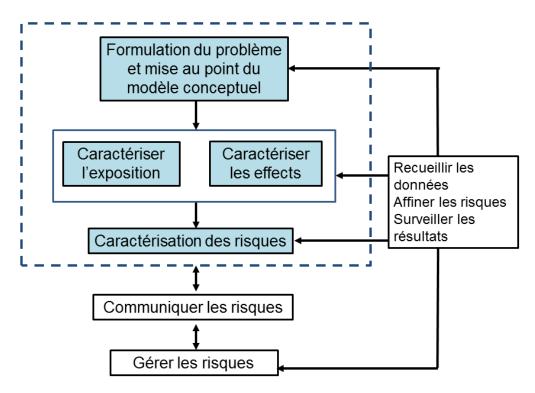


FIGURE 13.1. Aperçu du cadre d'évaluation des risques écologiques conformément à la description du Conseil canadien des ministres de l'environnement et de l'Environmental Protection Agency des États-Unis. À noter que le présent chapitre couvre les étapes indiquées par la ligne pointillée en gras.

- 1) Quel est, à l'heure actuelle, le degré d'exposition au mercure environnemental de la faune aquatique et terrestre piscivore au Canada?
- 2) Quelles grandes régions géographiques du Canada peuvent être désignées comme présentant une exposition au mercure environnemental suffisamment élevée pour poser un risque potentiel pour les espèces de la faune aquatique et terrestre piscivore?

La première question sera évaluée en établissant une estimation complète et valable sur le plan scientifique de l'exposition au mercure environnemental de certains récepteurs écologiques et en la comparant aux degrés d'exposition au mercure connus pour en inférer les effets défavorables. La deuxième question sera ensuite traitée en intégrant les résultats de la première question dans un cadre spatial.

À noter que la portée du présent chapitre se limite à l'examen du mercure qui s'est déposé sur les écosystèmes à partir de l'atmosphère. Les origines, l'ampleur et l'étendue de ces sources sont analysées en détail aux chapitres 2 et 3. Ce chapitre ne traite pas non plus des émissions de mercure provenant des résidus d'extraction minière ou du mercure issu des matières organiques par suite de la mise en eau des réservoirs hydroélectriques, ni des risques connexes à ces émissions. Sont également exclus les rejets directs d'effluents dans l'eau en provenance d'usines de chloralcali et de pâtes et papiers. Il existe un certain nombre d'études de cas bien documentées sur les systèmes touchés à l'échelle du Canada (p. ex., le réseau hydrographique English-Wabigoon, au nord-ouest de l'Ontario; le lac Pinchi, en Colombie-Britannique; les aménagements de réservoirs hydroélectriques dans le nord du Québec et du Manitoba) qui démontrent toutes des niveaux extrêmes de contaminations au mercure chez les poissons et autres organismes aquatiques et sont examinées au chapitre 8. Enfin, ce chapitre ne traite pas du mercure dans les écosystèmes marins (p. ex. estuaires, marges océaniques, zones côtières) ni des risques connexes. bien qu'on ne puisse ignorer les possibilités de conséquences écologiques dans les systèmes marins. Les processus marins et les effets potentiels du mercure sont examinés plus en détail au chapitre 7.

Afin de fournir un contexte adéquat au lecteur et de justifier les étapes et les approches adoptées dans le processus d'évaluation des risques, ce chapitre exploite et résume l'information traitée plus en détail dans les autres chapitres de la présente évaluation scientifique. La section 13.2 couvre les étapes de la phase d'énoncé du problème et de la création du modèle conceptuel en examinant brièvement le sujet du mercure dans l'environnement, y compris ses formes physiques et chimiques, ses transformations et ses mouvements entre les divers milieux naturels (section 13.2.1), l'identification des principales voies par lesquelles les plantes et les animaux sont exposés au mercure dans l'environnement (section 13.2.2), un aperçu des effets toxiques du mercure environnemental (section 13.2.3), l'identification des écosystèmes et des biotes susceptibles d'être vulnérables à l'exposition au mercure environnemental (section 13.2.4) et les paramètres d'évaluation choisis par prudence dans cette évaluation des risques écologiques (section 13.2.5). La section 13.3 détaille l'évaluation de l'exposition et des effets en résumant la sélection des concentrations de référence et en justifiant leur utilisation dans l'évaluation (section 13.3.1). La partie sur l'exposition de cette section énonce l'approche adoptée pour établir une estimation normalisée de l'exposition au méthylmercure de certaines espèces réceptrices. Elle comprend aussi la justification de la sélection des indicateurs d'exposition choisis (section 13.3.2) et de la démarche de modélisation numérique utilisée pour évaluer l'exposition au méthylmercure environnemental (section 13.3.3). La section 13.4 examine l'approche utilisée pour caractériser les risques pour les récepteurs choisis en vue de répondre aux questions ci-dessus. Enfin, la section 13.5 traite des principales sources d'incertitude se rapportant aux hypothèses et aux approches utilisées pour l'évaluation des risques et la section 13.6 résume les principales conclusions.

Bien que les documents d'orientation générale cités cidessus soient utilisés, le présent chapitre diffère dans certains aspects des autres évaluations préalables des risques écologiques. Le cas échéant, ces différences sont signalées dans la section où elles surviennent et examinées plus en détail. Les différences plus générales sont énoncées à la section 13.5, qui résume et analyse les principales sources d'incertitude afférentes à cette évaluation des risques.

13.2. APERÇU DU MERCURE DANS L'ENVIRONNEMENT ET CONSÉQUENCES ÉCOLOGIQUES POTENTIELLES

13.2.1 Transport et devenir du mercure

Le mercure existe sous différentes formes physiques (gazeuse, liquide, particulaire) et chimiques (oxydé, réduit, élémentaire) dans l'environnement, et les taux d'entrée ainsi que le mécanisme d'entrée du mercure dans les écosystèmes terrestres ou aquatiques sont régis par ces caractéristiques (voir le chapitre 4). Par exemple, la vapeur de mercure élémentaire (Hg⁰) séjourne longtemps dans l'atmosphère et peut voyager sur des distances extrêmement longues. Au contraire, le mercure oxydé (Hg²⁺) est bien plus soluble dans l'eau et il est rejeté de l'atmosphère relativement rapidement par l'intermédiaire des précipitations (voir le chapitre 4).

Le mercure passe par un cycle biogéochimique complexe (qui peut comprendre des réémissions, puis de nouveaux dépôts dans d'autres lieux) dont les processus sont influencés par un certain nombre de facteurs environnementaux. Par exemple, le Hg²⁺ qui s'est déposé dans des milieux terrestres peut être réduit et réémis vers l'atmosphère ou encore être retenu temporairement dans des bassins de mercure, séjournant dans les sols ou la végétation avant d'être transporté par les eaux de ruissellement ou les écoulements souterrains vers des milieux aquatiques (voir le chapitre 5). Le Hg²⁺ atmosphérique peut aussi se déposer directement sur les eaux de surface des lacs et des cours d'eau, où il peut demeurer dans la colonne d'eau, se perdre dans le drainage ou le débit sortant, se volatiliser à nouveau vers l'atmosphère, décanter dans les sédiments ou être transformé en méthylmercure (MeHg) puis absorbé par les biotes aquatiques (voir le chapitre 6).

Pour ce qui est du présent chapitre, c'est la transformation du mercure inorganique en méthylmercure qui constitue l'étape clé pour déterminer les conséquences écologiques du mercure dans l'environnement. Cette transformation,

qui est généralement induite par des bactéries sulfatoréductrices et ferroréductrices dans les sols des zones humides et les sédiments des lacs, subit l'influence de variables environnementales comme le pH, la température, les dépôts de sulfates et la disponibilité du carbone organique (voir les chapitres 5 et 6). Comparativement au mercure inorganique, le méthylmercure est plus toxique, plus sujet à la bioaccumulation et plus persistant dans les tissus, ce qui engendre une bioamplification dans les réseaux trophiques. Par conséquent, le taux ou l'efficacité de la transformation du mercure inorganique en méthylmercure est un facteur déterminant essentiel de l'accumulation du mercure dans les biotes et des éventuelles conséquences écologiques subséquentes.

13.2.2 Voies d'exposition

Il existe quatre voies générales par lesquelles les plantes et les animaux peuvent être exposés au mercure dans l'environnement :

- Par contact direct avec du mercure dans les sols, les sédiments ou l'eau (c.-à-d. par absorption à travers la peau, les branchies ou les racines).
- Par ingestion de mercure dans les sols, les sédiments ou l'eau (c.-à-d. ingestion accidentelle de sols, consommation d'eau)
- Par inhalation de mercure en phase gazeuse dans les poumons
- Par consommation de proies contaminées au mercure

Par contre, ces voies d'exposition ne sont pas toutes d'égale importance. Leur importance peut varier selon la taille du bassin de mercure, les formes chimiques et physiques disponibles et le récepteur concerné. Dans les écosystèmes aquatiques, les producteurs primaires tels les macrophytes, les algues benthiques et le phytoplancton peuvent absorber le mercure provenant de l'eau ou des sédiments (et dans le cas des macrophytes émergents, de l'atmosphère). Les consommateurs aquatiques (zooplancton composé de crustacés, invertébrés et poissons) peuvent absorber du mercure par contact direct avec l'eau et les sédiments, mais aussi par la consommation

des plantes et des animaux dont ils se nourrissent. Dans les écosystèmes terrestres, les plantes peuvent absorber du mercure provenant du sol ou de l'atmosphère. Les consommateurs terrestres (les herbivores) peuvent absorber du mercure provenant de la végétation qu'ils mangent et les consommateurs secondaires (*p. ex.,* les carnivores) peuvent être exposés au mercure ingéré par les herbivores.

Dans les écosystèmes aquatiques, le mercure inorganique entraîné ou déposé dans les lacs peut être transformé en méthylmercure par les bactéries dans les sédiments ou les terres humides avoisinantes. Selon les conditions physicochimiques, le méthylmercure représente généralement environ 1 à 35 % du mercure total (THg) dissous dans l'eau (Driscoll et al., 2007). Le méthylmercure se concentre biologiquement de préférence dans le phytoplancton et les algues benthiques, occasionnant des concentrations qui sont de 10⁴ à 10⁶ fois plus élevées que celles qu'on mesure habituellement dans les eaux de surface (Pickhardt et Fisher, 2007). bien que le pourcentage de méthylmercure puisse varier de 1 à 40 % du mercure total présent dans ces producteurs primaires (Watras et al., 1998). Comme ces producteurs primaires sont consommés par des organismes de niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire (c.-à-d. le zooplancton, les poissons planctonivores, les poissons piscivores), le méthylmercure est assimilé efficacement et retenu dans les consommateurs en raison de taux d'excrétion extrêmement lents (Watras et Bloom, 1992). On estime que le pourcentage de méthylmercure par rapport au mercure total s'échelonne de 40 à 80 % dans le zooplancton à plus de 90 % dans les poissons piscivores (Driscoll et al., 2007).

Dans les écosystèmes terrestres, le mercure entre dans les plantes principalement à partir de l'atmosphère par les ouvertures des stomates dans les feuilles ou les aiguilles (voir le chapitre 5). Même le lichen, qui ne présente aucun système radiculaire, peut contenir des quantités considérables de mercure en provenance de l'atmosphère (voir le chapitre 10). Le mercure retenu dans la végétation peut passer dans les sols par la chute de litière, bien qu'il s'agisse majoritairement de mercure inorganique; la plupart des études signalent que le pourcentage de méthylmercure

est généralement inférieur à 1 % (*p. ex.*, Hall et St. Louis, 2004). Le méthylmercure dans la couche de feuilles mortes et d'autres détritus peut être disponible pour les invertébrés, comme les escargots et les insectes, qui peuvent ensuite être consommés par des invertébrés prédateurs, comme les araignées. On a démontré que le méthylmercure augmente à chaque niveau des réseaux trophiques terrestres de manière semblable à ce qu'on observe dans les systèmes aquatiques (*p. ex.* Cristol *et al.*, 2008, Rimmer *et al.*, 2010) et certains oiseaux insectivores peuvent présenter un pourcentage de méthylmercure de 100 % (Rimmer *et al.*, 2010).

En résumé, les transferts de la chaîne alimentaire constituent la plus importante voie d'exposition pour la plupart des biotes aquatiques et terrestres. Selon un examen des concentrations de mercure publiées pour la végétation terrestre, l'accumulation du mercure est faible dans la plupart des arbres, arbustes et plantes herbacées (le lichen constituant la principale exception, voir le chapitre 10). Selon les données disponibles à ce jour, la bioamplification et la bioaccumulation du mercure (sous forme de méthylmercure) semblent se faire dans une plus grande mesure au sein des écosystèmes aquatiques comparativement aux écosystèmes terrestres, mais il est évident que les réseaux trophiques terrestres n'ont pas fait l'objet d'études aussi intensives.

13.2.3 Écotoxicologie du méthylmercure

Les effets du mercure (sous forme de méthylmercure) à l'échelle des écosystèmes ne sont pas bien compris pour l'instant. Par conséquent, le présent chapitre ne tente pas de traiter des effets de haut niveau sur les écosystèmes, comme les interactions plantes-animaux, les effets sur la diversité des espèces ou d'autres processus à l'échelle des écosystèmes (c.-à-d. le cycle des éléments nutritifs ou la productivité). Les données scientifiques détaillant les effets défavorables de l'exposition au méthylmercure sur la faune aquatique et terrestre sont en grande partie limitées à ce qu'on appelle des « effets individuels » dans le cadre d'évaluation des risques écologiques de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 1998). Cette désignation indique simplement

que les effets néfastes sont mesurés à l'échelle individuelle (c.- \dot{a} -d. de l'organisme ou du sousorganisme) plutôt qu'à l'échelle de la population. Néanmoins, il est important de noter que certains effets à l'échelle individuelle sont susceptibles d'avoir des résultats indésirables à l'échelle de la population. Par exemple, une fonction immunitaire altérée chez les oiseaux peut avoir des effets sur la dynamique des populations (Møller et Cassey, 2004) et on a démontré que l'exposition des poissons à des œstrogènes synthétiques (17α -ethynylestradiol) féminise les mâles dans une mesure suffisante pour mener la population du lac à la quasi-disparition (Kidd et al., 2007).

Comme il est mentionné ci-dessus, le méthylmercure est considéré comme la forme la plus toxique de mercure auquel les biotes sont exposés dans l'environnement (Weiner et al., 2003). Plusieurs articles de synthèse exhaustifs et chapitres de livre couvrent la gamme des effets toxiques du méthylmercure chez les espèces de la faune aquatique et terrestre (p. ex., Wolfe et al., 1998, Shore et al., 2011, Sandheinrich et Wiener, 2011; voir le chapitre 12), de sorte que seuls un bref examen et leur pertinence par rapport aux conséquences écologiques seront présentés ici.

À cause des incidents d'intoxication au mercure survenus entre les années 1950 et les années 1970 en lien avec des rejets industriels de mercure (p. ex., Minimata, au Japon; réseau hydrographique English-Wabigoon, en Ontario), on sait depuis longtemps que le méthylmercure est une neurotoxine puissante (Clarkson, 1997). L'exposition de la faune aquatique et terrestre aux fortes concentrations de méthylmercure associées à ces incidents a été marquée par des troubles neurologiques patents et même des décès (Wiener et al., 2003). À des degrés d'exposition moindres, cependant, les troubles observés dans les systèmes neurologique, endocrinien et immunitaire sont plus discrets (examiné dans Wolfe et al., 1998, Shore et al., 2011, Sandheinrich et Wiener, 2011). Bien que ces effets soient généralement des paramètres mesurés à l'échelle individuelle, ils peuvent engendrer des conséquences à l'échelle de la population si le choix de compagnon ou les soins parentaux donnés aux jeunes sont perturbés (p. ex., Frederick et Jayasena, 2011, Evers et al., 2008) ou que le succès de reproduction est diminué (p. ex., Burgess et

Meyer, 2008, Hammerschmidt *et al.*, 2002) dans une mesure suffisante.

13.2.4 Sélection des récepteurs écologiques

Les sections précédentes établissent clairement la facilité de bioaccumulation et de bioamplification en grande quantité du méthylmercure dans les réseaux alimentaires aquatiques et le risque accu d'exposition élevée au méthylmercure que courent les organismes qui ingèrent des biotes d'origine aquatique. Les récepteurs potentiels comprennent donc des espèces de poisson de niveau trophique supérieur, comme le doré jaune (Sander vitreus), le grand brochet (Esox lucius), le touladi (Salvelinus namaycush) et la lotte (Lota lota), des mammifères piscivores comme le vison (Mustela vision) et la loutre (Lontra canadensis), ainsi que des oiseaux piscivores comme le Grand Héron (Ardeas herodias), le Pygarque à tête blanche (Haliaeetus leucocephalus), le Balbuzard pêcheur (Pandion haliaetus), et le Plongeon huard (Gavia immer). De plus, les oiseaux insectivores comme le Quiscale rouilleux (Euphagus carolinus) qui se nourrissent en grande partie d'insectes aquatiques émergents dans les zones humides et les tourbières peuvent aussi accumuler des concentrations élevées de méthylmercure provenant de leurs insectes-proies (Evers et al., 2005, Edmonds et al., 2010). Un examen des niveaux de mercure et de méthylmercure dans ces types de biotes au Canada confirme généralement cette tendance (voir le chapitre 10).

L'étendue de la bioaccumulation et de la bioamplification dans les écosystèmes terrestres est moins claire. Mis à part le caribou (espèce *Ranger*), qui peut être exposé à des niveaux élevés de mercure par sa consommation de lichen (Gamberg, 2009), il existe peu de preuves de bioamplification dans les grands herbivores et carnivores terrestres (chapitre 10). Néanmoins, dans les études récentes, on trouve de plus en plus de preuves d'une bioamplification importante dans certains insectes prédateurs (*p. ex.* les araignées, Cristol *et al.*, 2008), les oiseaux chanteurs insectivores (*p. ex.* la Grive de Bicknell, Rimmer *et al.*, 2010) et les mammifères (*p. ex.* le vespertilion brun, Nam *et al.*, 2012). La

possibilité que certains de ces récepteurs terrestres soient exposés à de hauts niveaux de méthylmercure ne peut être totalement exclue. Malheureusement, très peu d'enquêtes sur de tels récepteurs terrestres ont été réalisées au Canada jusqu'à maintenant.

De toute évidence, il est possible que la faune aquatique et terrestre piscivore et, dans une certaine mesure, les oiseaux et mammifères insectivores. soient exposés à des concentrations potentiellement dangereuses de méthylmercure provenant de leurs proies. Néanmoins, il est impossible d'évaluer les risques liés au méthylmercure de toutes les espèces réceptrices potentielles du Canada. La sélection de quelques espèces indicatrices à titre de récepteurs doit faire contrepoids au besoin de représentativité. de pertinence et de disponibilité des données (Suter, 2007). Bien qu'il existe d'autres moyens permettant d'extrapoler les données de toxicité disponibles à différents récepteurs à l'aide de facteurs d'incertitude, cette méthode a été mise en doute récemment (Allard et al., 2010). À la lumière du nombre croissant de preuves des différences entre espèces sur le plan de la vulnérabilité à l'exposition au méthylmercure (p. ex. Heinz et al., 2009), de telles extrapolations ne feraient qu'augmenter l'incertitude déjà présente dans ce processus d'évaluation des risques.

Aux fins de la présente évaluation préalable des risques écologiques, il convient de limiter la sélection des récepteurs à ceux qui se nourrissent principalement dans les écosystèmes aquatiques, en demeurant conscients qu'ils peuvent ne pas constituer des substituts adéquats des récepteurs terrestres mentionnés ci-dessus. Les mammifères piscivores candidats (p. ex., le vison et la loutre) sont associés à des quantités modérées de données sur la toxicité disponibles dans la documentation scientifique (examiné dans Shore et al., 2011), mais on sait que ces espèces se déplacent sur de longues distances entre leurs lieux de recherche de nourriture et leurs tanières (Birks et Linn, 1982, Melguist et Hornocker, 1983). De tels déplacements ajoutent de l'incertitude relativement à l'exposition au méthylmercure, qui dépendra des caractéristiques des écosystèmes aquatiques à l'intérieur de leur domaine vital. Une justification plus détaillée de la sélection des récepteurs est présentée ci-dessous.

Récepteur faunique : Plongeon huard (Gavia immer)

Le Plongeon huard sert de récepteur faunique aviaire idéal pour étudier l'exposition au méthylmercure en raison du vaste corpus de travaux écotoxicologiques liés au mercure publiés depuis les années 1990 (Evers et al., 2008). Par ailleurs, le Plongeon huard est largement répandu dans tout le Canada (Evers et al., 2010), se nourrit de préférence de petits poissons (de 10 à 15 cm) provenant de lacs situés dans son aire de reproduction établie et ne recherche généralement pas de nourriture à l'extérieur de son aire établie (Barr, 1996). Ainsi, on peut établir une estimation raisonnable de l'exposition au méthylmercure en évaluant la concentration de méthylmercure des poissons-proies potentiels à l'intérieur de l'aire de reproduction, comme en témoignent les relations constantes entre les concentrations de mercure dans le sang des oiseaux et dans les proies des lacs de nidification (Meyer et al., 1998, Evers, 2004, 2008, Burgess et Meyer, 2008). Les jeunes Plongeons ont été exclus de l'évaluation préalable des risques écologiques parce que la dépuration du méthylmercure dans des plumes en croissance rapide a compliqué l'évaluation des données toxicologique jusqu'à maintenant (voir Kenow et al., 2003).

Poissons récepteurs : doré jaune (Sander vitreus) et grand brochet (Esox lucius)

Les poissons piscivores, tels le doré jaune et le grand brochet, ne sont pas, en règle générale, considérés comme des espèces réceptrices classiques pour évaluer les risques liés au méthylmercure, mais plutôt traités comme des vecteurs d'exposition trophique, en particulier pour les espèces fauniques piscivores (p. ex., Plongeon huard, Pygargue à tête blanche, Balbuzard pêcheur et loutre; Hinck et al., 2009). Par conséquent, il y a bien moins de renseignements disponibles sur les risques liés au méthylmercure pour les poissons que pour les oiseaux ou mammifères piscivores (Scheuhammer et al., 2007). Le doré jaune et le grand brochet ont été choisis comme récepteurs parce qu'ils sont considérés comme les piscivores centraux de réseaux alimentaires aquatiques largement répandus au Canada (Scott et Crossman, 1973). Le doré jaune et le grand brochet

présentaient certaines des concentrations de mercure les plus élevées mesurées parmi toutes les espèces d'eau douce du Canada (Depew et al., 2013a). Pour les besoins de la présente évaluation préalable des risques écologiques, des dorés jaunes et des grands brochets femelles matures sexuellement dont la taille correspond à celle de la première reproduction ont été choisis comme espèces réceptrices, selon la logique énoncée par Sandheinrich et al. (2011). Puisque ces deux espèces présentent un certain dimorphisme sexuel (la taille des femelles est supérieure à celle des mâles), la sélection de mâles pourrait mener à une surestimation des risques si les femelles de même taille ne sont pas encore matures sexuellement. La pertinence de cette distinction est analysée plus en détail à la section 13.3.2.

13.2.5 Paramètres d'évaluation et de mesure

Les paramètres d'évaluation sont définis par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 1998) comme l'« expression concrète des valeurs écologiques à protéger fondée sur les données relatives à l'environnement récepteur, la connaissance de la substance chimique rejetée (y compris les propriétés écotoxicologiques et les concentrations qui causent des effets défavorables) et la compréhension des valeurs qui étayeront les décisions de gestion des risques » [Traduction]. Les paramètres d'évaluation sont généralement déterminés en combinant la pertinence écologique, la sensibilité et la pertinence pour les objectifs de gestion (Suter, 2007). En tant que tels, les paramètres d'évaluation peuvent souvent être plutôt génériques (c.-à-d. la viabilité ou la survie, la croissance et la reproduction des espèces réceptrices). Mesurer directement ces paramètres d'évaluation s'avère souvent difficile, voire impossible, et exige un volume de données plus grand que celui qui est disponible habituellement pour une évaluation préalable des risques écologiques. En général, on utilise plutôt des paramètres de substitution (paramètres de mesure). l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 1998) définit un paramètre de mesure comme « une caractéristique écologique mesurable ou une réaction à un facteur de stress » [Traduction]. Pour la présente évaluation

préalable des risques écologiques, les paramètres de mesure utilisés pour évaluer les effets sont les concentrations de références propres au récepteur énoncées dans la prochaine section.

13.3 ÉVALUATION DES EFFETS ET DE L'EXPOSITION

13.3.1 Évaluation des effets – Sélection et justification des concentrations de référence

Ce n'est que récemment qu'on a publié des concentrations de référence pour l'exposition alimentaire au méthylmercure chez les poissons (Depew *et al.*, 2012a) et les Plongeons huards adultes reproducteurs (Depew *et al.*, 2012b). Ces concentrations de référence (énumérées au tableau 13.1) ont été tirées d'études publiées, réalisées en laboratoire et sur le terrain, dans le cadre desquelles des effets nocifs pertinents ont été associés à l'exposition alimentaire au méthylmercure. Elles intègrent les plus récentes données disponibles et sont exprimées sous forme de concentration de méthylmercure dans le corps entier d'un poisson-proie type, en poids humide.

Les concentrations de référence d'un Plongeon huard adulte correspondent aux troubles comportementaux, aux troubles de la reproduction et à l'échec de la reproduction (tableau 13.1). Il a été impossible d'établir des concentrations de référence pour la survie adulte ou les effets sur la population en s'appuyant sur les données de recensement de la population disponibles et provenant des programmes de baguage. La concentration de référence des troubles de la reproduction pour le Plongeon huard est fondée sur la dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) associée à une réduction de 40 à 50 % de la production et à une réduction de 50 % de succès d'éclosion des œ ufs. La concentration de référence de l'échec de la reproduction est fondée sur les occurrences observées d'échecs de la reproduction dans les populations de Plongeons sauvages de Nouvelle-Angleterre et de New York et on estime

TABLE 13.1 Concentrations de référence utilisées pour le Plongeon huard et les poissons piscivores selon les concentrations estimatives de mercure des proies, classées par pertinence écologique. Le point de référence se rapporte au type d'effet nuisible évalué par le paramètre, la concentration de référence correspond à la concentration de mercure dans le poisson-proie (μg/g⁻¹ en poids humide) et le critère indique l'intensité d'effet utilisée pour établir la concentration de référence (DSENO – dose sans effet nocif observé, DMENO – dose minimale avec effet nocif observé, CSE – concentration seuil produisant un effet^a).

Récepteur	Point de référence	Concentration de référence (µg/g ⁻¹) en poids humide	Critère
Plongeon huardb ^b	Productivité en échec	0,4	DMENO
	Productivité altérée	0,18	DMENO
	Comportement altéré	0,1	DMENO
Poisson ^c	Mortalité	2,8	CSE ^c
	Croissance altérée	1,4	DSENO
	Comportement altéré	0,5	DSENO
	Santé altérée	0,06	DSEN0
	Reproduction altérée	0,04	DSENO

^a Calculé comme moyenne géométrique du 50° centile de la dose sans effet nocif observé (DSENO) de l'espèce et du 15° centile de la dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) de l'espèce; moins modérée qu'une dose sans effet nocif observé (voir Beckvar *et al.*, 2005)

qu'une dégradation reproductive de cette ampleur serait suffisante pour nuire à la dynamique des populations (Evers *et al.*, 2004, 2008).

Les concentrations de référence pour les poissons correspondent à la survie, à la croissance, aux troubles comportementaux, aux troubles de la reproduction et aux troubles des processus biochimiques et de la santé (tableau 13.1). Les concentrations de référence pour les poissons sont considérablement plus modérées que pour les Plongeons. Elles s'appuient sur une compilation des données provenant d'un certain nombre d'espèces de poissons et, mis à part la concentration de référence de la survie, sont fondées sur des doses sans effet nocif observé (DSENO). Il a fallu compiler des données de différentes espèces en raison du nombre limité d'études sur la toxicité du méthylmercure d'origine alimentaire pouvant être considérées comme d'une grande qualité (Depew et al., 2012a).

13.3.2 Évaluation de l'exposition

Afin de comparer les risques liés au mercure entre des régions ou des lieux différents, une norme ou une mesure commune de l'exposition est nécessaire. La méthode la plus directe pour évaluer l'exposition au méthylmercure des récepteurs fauniques consiste à en mesurer les concentrations dans les tissus [c.-à-d. le sang, le cerveau, le foie, les œufs, le poil, les muscles] (Scheuhammer et al., 2007). Par contre, prélever et analyser des échantillons de tissus est laborieux et coûteux, et un tel ensemble de données, bien que très utile, est souvent limité sur le plan spatial et temporel, ce qui restreint son utilité dans le cadre d'une évaluation à l'échelle nationale.

Contrairement à la situation du côté des tissus de la faune, il existe une quantité importante de données de haute qualité sur le mercure dans les tissus (principalement le muscle axial) des poissons d'eau douce de l'ensemble du Canada (Depew *et al.*, 2013a). S'il est possible d'utiliser des mesures directes du mercure dans les muscles des poissons

^b Adapté de Depew et al., 2012b

^c Adapté de Depew *et al.*, 2012a

dans une évaluation des risques (p. ex. Sandheinrich et al., 2011), il reste néanmoins certains obstacles à surmonter. Par exemple, les données disponibles provenant de sites dans tout le Canada représentent plusieurs types de tissus, prélevés sur des poissons de tailles et d'espèces différentes. Ces facteurs (p. ex., l'espèce, le type de tissu et la taille) contribuent à la variation des concentrations de mercure dans le poisson (Goldstein et al., 1996), de sorte qu'il est tout à fait inapproprié de comparer directement des concentrations de mercure dans les poissons entre les divers sites. Des modèles statistiques peuvent servir à normaliser les concentrations de mercure pour une taille et une espèce données. Néanmoins, cette approche peut sacrifier la couverture spatiale ou temporelle, selon les espèces choisies, et ne tient pas compte des différences d'âge et de taux de croissance chez les poissons de même taille, deux facteurs qui, on le sait, influent sur les concentrations de mercure (p. ex. Simoneau et al., 2005). Les mesures directes des concentrations de mercure dans de petits poissons conviendraient pour évaluer les risques pour les récepteurs fauniques, mais une grande partie des données recueillies à l'échelle du Canada se rapporte principalement aux espèces de

plus grande taille privilégiées par la pêche sportive, qui ont une importance récréative, commerciale ou de subsistance (*p. ex.*, doré jaune, grand brochet, touladi, grand corégone), alors que les prélèvements de tissus sur des petits poissons sont plutôt rares (Depew *et al.*, 2013a).

Pour atteindre notre objectif d'établir un indicateur d'exposition au méthylmercure normalisé, nous avons eu recours à une approche basée sur un modèle pour évaluer la concentration de mercure (présumé être du méthylmercure à 100 %) dans de petits poissons qui représentent l'exposition alimentaire au méthylmercure pour les récepteurs choisis (en présumant un régime alimentaire composé entièrement de petits poissons). Cette approche utilise un grand volume de données pertinentes sur les concentrations de mercure dans le poisson, tirées des ensembles de données des gouvernements fédéral et provinciaux, de la surveillance industrielle et des programmes de recherche universitaires, en reconnaissant que la simple comparaison des concentrations provenant de poissons d'espèces et de tailles différentes n'aura pas une grande valeur, sauf si elles peuvent être normalisées adéquatement. Surtout,

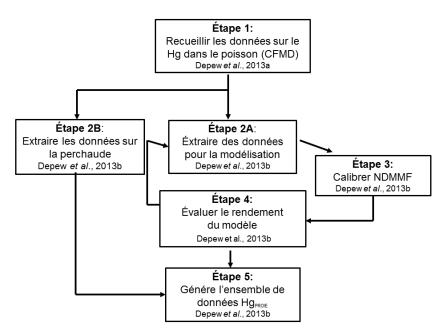


FIGURE 13.2 Aperçu détaillé de l'approche utilisée pour établir un indicateur d'exposition alimentaire au méthylmercure normalisé pour les espèces réceptrices choisies. Pour obtenir plus de renseignements, consultez les références citées dans chaque boîte. Le modèle National Descriptive Model for Mercury in Fish (NDMMF) a été conçu par le US Geological Survey (Wente, 2004).

cette approche maximise la couverture spatiale et temporelle des données sur l'exposition tout en fournissant une estimation valable de l'exposition au méthylmercure (Depew *et al.*, 2013b). Bien que cette approche simplifie à l'extrême la composition réelle du régime alimentaire des récepteurs choisis, comme il s'agit d'une évaluation à l'échelle nationale, il est impossible de tenir compte de toutes les préférences et les différences régionales dans la disponibilité des proies. Le diagramme conceptuel de la figure 13.2 expose l'approche plus en détail et celle-ci est décrite brièvement à la section 13.3.3.

Pour obtenir plus de renseignements, consultez les références citées dans chaque boîte. Le modèle National Descriptive Model for Mercury in Fish (NDMMF) a été conçu par le US Geological Survey (Wente, 2004).

Le même indicateur d'exposition alimentaire (Hg_{PROIF}) a été utilisé pour les trois récepteurs (Plongeon huard, doré jaune et grand brochet) et modélisé selon une perchaude entière de 12 cm (Perca flavenscens). La perchaude partage une vaste répartition géographique semblable à celle des trois récepteurs (Craig, 1987) et les Plongeons huards préfèrent généralement comme proies les petites perchaudes [de 10 à 15 cm] (Barr, 1996). Bien que les préférences de proies soient plus difficiles à établir pour le poisson, on considère que la perchaude est une proie privilégiée et qu'un spectre de dimensions de 12 cm fait partie des poissonsproies que consomment les femelles du doré jaune et du grand brochet ayant atteint la taille de la maturité sexuelle (Neilson, 1980, Chapman et Mackay, 1990). Enfin, à titre d'espèce fourragère abondante, les petites perchaudes présentent généralement des concentrations de mercure semblables à celles des autres petits poissons fourrages susceptibles d'être consommés par le Plongeon, le doré jaune et le grand brochet (p. ex., Swanson et al., 2003).

13.3.3 Estimation de l'exposition (Hg_{PROIF})

Dans un premier temps, les données sur les concentrations de mercure dans le poisson de tout le Canada ont été regroupées dans une unique base, la base de données canadienne sur les

niveaux de mercure (boîte 1, figure 13.2; Depew et al., 2013a). Ensuite, les enregistrements qui convenait à l'étalonnage du National Descriptive Model for Mercury in Fish (modèle NDMMF), conçu par le US Geological Survey (USGS; Wente, 2004), ont été extraites à l'aide de critères de sélection précis pour assurer la convergence du modèle (boîte 2a; figure 13.2; Depew et al., 2013b). Il a été impossible d'utiliser toutes les données de chaque échantillonnage de la base de données canadienne sur les niveaux de mercure pour l'étalonnage du modèle NDMMF, car certains échantillonnages contenaient des enregistrements se rapportant à un unique type d'échantillon-espèce. Dans de tels cas, si l'unique type d'échantillon-espèce était la perchaude, corps entier ou la perchaude, filet, d'autres méthodes ont été utilisées pour évaluer l'exposition Hg_{proie} (boîte 2b; figure 13.2).

Le modèle NDMMF correspond à un modèle à plusieurs lignes de régression (une ligne pour chaque type d'échantillon-espèce) pour les concentrations de mercure observées dans le poisson lors de chaque échantillonnage (boîte 3, figure 13.2) et il évalue la pente (représentant le [Hg] par type d'échantillonespèce par rapport à la longueur) et les valeurs d'intersection (représentant la ligne de base [Hg] par échantillonnage). À la troisième étape, la pente et les valeurs d'intersection sont utilisées pour prévoir les concentrations de mercure pour toutes les données d'entrée; le rendement du modèle et les biais sont évalués à l'aide des méthodes de diagnostic standard [c.-à-d. validation croisée, évaluation des erreurs de prévision] (boîte 4; figure 13.2, Depew et al. 2013b). En présence de biais ou d'erreurs, le modèle peut être calibré de nouveau après l'élimination des données erronées ou l'exclusion des sites comportant beaucoup d'erreurs de prévision (ligne pointillée ramenant à la boîte 2a; figure 13.2). À la dernière étape (boîte 5; figure 13.2), un unique indicateur Hgproif estimatif propre au site est calculé pour chaque site d'échantillonnage (pour les années 1990 à 2010) en faisant la moyenne des valeurs $\mathrm{Hg}_{\scriptscriptstyle\mathrm{PROIE}}$ dans les cas où plusieurs échantillonnages ont eu lieu entre 1990 et 2010. La période entre 1990 et 2010 a été choisie pour tenir compte du besoin de représenter la situation des années les plus récentes sans devoir sacrifier la couverture spatiale des données.

Selon l'orientation de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 1998) et du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 1996), des approches prudentes sont recommandées pour évaluer les points uniques d'exposition. Il faut notamment utiliser la concentration maximale détectée (si des données mesurées sont disponibles) ou la limite supérieure de l'intervalle de confiance de 95 % si l'on utilise une estimation modélisée. Nous avons opté pour l'estimation movenne du modèle au lieu de la limite supérieure de l'intervalle de confiance de 95 % à cause du bruit inhérent aux ensembles de données utilisées pour le calibrage du modèle (l'erreur quadratique moyenne du modèle était de 0,46). Par exemple, l'estimation Hg_{PROIE} de 0,10 $\mu g/g^{-1}$ en poids humide aurait un intervalle de confiance de 95 % de 0,04 à 0,25 $\mu g/g^{-1}$ en poids humide. Bien que cela puisse paraître considérable, l'erreur de modèle (comme l'erreur quadratique moyenne) est comparable à celle de modèles de prévision avant un volume de données plus important (p. ex., Shanley et al., 2012, Knightes et Ambrose, 2007), dont la portée spatiale et temporelle est plus limitée en raison d'exigences bien plus élevées en matière de données.

13.4 CARACTÉRISATION DES RISQUES

Il existe diverses approches pour caractériser les risques dans le cadre d'une évaluation des risques écologiques, mais elles diffèrent sur le plan des exigences en matière données, des hypothèses et de la complexité. L'évaluation des risques quantitative ou probabiliste peut comporter de l'incertitude associée à la répartition des effets et de l'exposition ainsi qu'à la caractérisation des risques (Warren-Hicks et Moore, 1998). Néanmoins, ces approches sont plus complexes et nécessitent des données d'entrée considérablement plus détaillées. De tels ensembles de données ne sont habituellement disponibles que pour les sites avant fait l'objet d'études intensives (p. ex., Rumbold, 2005. Duvall et Barron, 2000). En raison de la portée géographique de l'évaluation et de la rareté des données locales, ces approches ne sont pas réalistes dans le cadre d'une évaluation des risques à l'échelle nationale comme celle dont il est question ici.

La caractérisation des risques pour les récepteurs a été réalisée à l'aide d'une approche de quotient de risque (QR). Pour chaque emplacement où une estimation Hg_{PROIE} était disponible et en utilisant les concentrations de références du tableau 13.1, un quotient de risque sans dimension a été calculé (équation 13.1). Ces quotients de risque sont calculés en fonction de l'hypothèse selon laquelle l'exposition alimentaire au méthylmercure des récepteurs est constante et les concentrations de mercure représentées par l'indicateur Hg_{PROIE} correspondent à 100 % de méthylmercure.

$$QR = \frac{Hg_{PROIE}}{Concentration de référence (effet)}$$
 (13,1)

Les quotients de risque ont été arrondis à une décimale près, selon la convention de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 1998). À noter que l'importance des quotients de risque supérieurs à 1,0 n'est pas nécessairement indicative d'effets plus graves ou de risques plus élevés, car ils peuvent découler des divers degrés d'incertitude dans les concentrations de références utilisées pour calculer les quotients de risque. En outre, l'interprétation quantitative de l'importance des quotients de risque présume que le risque est linéairement proportionnel à l'exposition et il existe peu de preuves à l'appui de cette pratique dans le cadre des évaluations préalables des risques écologiques. Les quotients de risque ne peuvent être comparés entre les récepteurs, sauf si la confiance et les paramètres de mesure sont égaux. Par exemple, les quotients de risque pour les troubles de la reproduction de Plongeon huard ne peuvent être comparés à ceux des poissons parce que le quotient de risque du Plongeon est calculé au moyen d'une dose minimale avec effet nocif observé basée sur la concentration de référence tirée directement des données sur les Plongeons huards sauvages alors que le quotient de risque du poisson est calculé au moyen d'une dose sans effet nocif observé (DSENO) basée sur la concentration de référence établie selon un nombre limité d'espèces de poisson étudiées en laboratoire.

13.4.1 Évaluation des écozones

Pour déterminer la concentration à laquelle l'exposition au méthylmercure peut être suffisamment élevée pour poser des risques à la faune aquatique et terrestre piscivore au Canada, les quotients de risque ont été évalués régionalement au moyen de la classification des écozones terrestres adoptée par Environnement Canada (http://sis.agr.gc.ca/ cansis/nsdb/ecostrat/index.html). Dans ce cadre, 15 grandes écozones représentent de vastes zones sous-continentales présentant une similarité écologique généralisée en ce qui concerne le climat régional, l'activité humaine, la végétation, les sols, les caractéristiques géologiques et les traits de relief (Groupe de travail sur la stratification écologique, 1995). La logique de cette approche suit le modèle conceptuel selon lequel les écosystèmes aquatiques fonctionnent comme des intégrateurs des processus terrestres et atmosphériques (cf. Schindler, 2009) qui surviennent dans ces écozones plus vastes. Ce cadre a été utilisé pour examiner la variation des propriétés physiques, chimiques et biologiques des écosystèmes aquatiques du Canada (p. ex. Minns et al., 2008) et compte tenu de l'importance des dépôts atmosphériques et des processus du paysage dans la détermination de la quantité et de la bioaccumulation du mercure, ce contexte peut s'avérer utile pour comprendre les tendances spatiales de l'exposition au méthylmercure et les risques potentiels connexes.

13.4.2 Risques pour les récepteurs écologiques

L'indicateur Hg_{PROIE} était assez élevé à 36 % des sites pour dépasser la concentration de référence des troubles du comportement du Plongeon huard (figure 13.3). L'indicateur Hg_{PROIE} était assez élevé pour dépasser les concentrations de référence des troubles de la reproduction et de l'échec de la reproduction du Plongeon à 10 % et moins de 1 % des sites, respectivement, à l'échelle nationale (figure 13.3). L'indicateur Hg_{PROIE} n'a dépassé les concentrations de référence de la survie et de la croissance des poissons à aucun site, et il a dépassé la concentration de référence des troubles du comportement seulement à moins de 0,5 % des

sites (figure 13.4). En revanche, l'indicateur Hg_{PROIE} a dépassé les concentrations de référence des troubles de la reproduction et des troubles des processus biochimiques et de la santé à 82 % et 64 % des sites, respectivement.

À noter que les concentrations de référence sont classées dans la légende de la plus élevée à la plus faible et qu'aux sites où une concentration de référence est dépassée, toutes les concentrations de référence en dessous de celle-ci sont également dépassées. Les limites des écozones (illustrées pour le Canada seulement) sont celles établies par Environnement Canada à http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/index.html.

À noter que les concentrations de référence sont classées dans la légende de la plus élevée à la plus faible et qu'aux sites où une concentration de référence est dépassée, toutes les concentrations de référence en dessous de celle-ci sont également dépassées. Les concentrations de référence de la survie et de la croissance n'ont été dépassées à aucun site. Les limites des écozones (illustrées pour le Canada seulement) sont celles établies par Environnement Canada à http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/index.html.

Quand on l'examine dans le cadre des écozones, la proportion de sites où l'indicateur Hg_{PROIF} dépasse les concentrations de référence pour le Plongeon huard affiche une tendance à la hausse évidente d'ouest en est. Par ailleurs, les écozones avant la plus grande proportion de quotients de risque supérieurs à 1,0 sont généralement situées dans l'est du Canada, qui se compose des écozones du bouclier boréal (sud, centre et est), des plaines hudsoniennes, de l'est de la taïga du bouclier, des Maritimes de l'Atlantique et de Terre-Neuve (figure 13.5). Cette tendance est moins évidente dans le cas des poissons, pour lesquels les indicateurs Hg_{PROIE} dépassant les concentrations de référence des troubles de la reproduction et des troubles des processus biochimiques et de la santé ne se limitent à aucune écozone en particulier. Néanmoins, les écozones désignées ci-dessus comme présentant une plus grande proportion de sites ayant des quotients de risque supérieurs à 1,0 pour les concentrations de référence du Plongeon

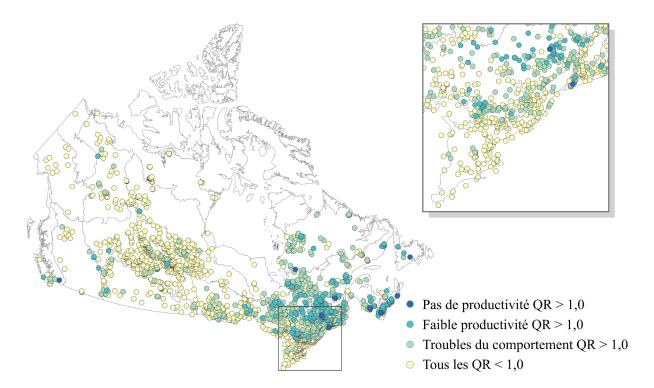


FIGURE 13.3 Carte des sites d'eau douce du Canada où les concentrations de référence du Plongeon huard ont été dépassées. À noter que les concentrations de référence sont classées dans la légende de la plus élevée à la plus faible et qu'aux sites où une concentration de référence est dépassée, toutes les concentrations de référence en dessous de celle-ci sont également dépassées. Les limites des écozones (illustrées pour le Canada seulement) sont celles établies par Environnement Canada à http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/index.html.

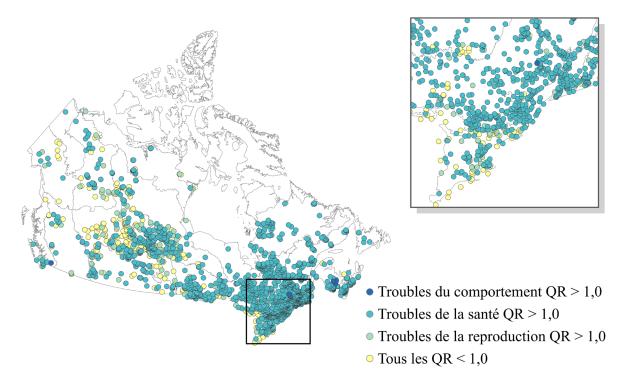


FIGURE 13.4 Carte des sites d'eau douce du Canada où les concentrations de référence des poissons piscivores ont été dépassées. À noter que les concentrations de référence sont classées dans la légende de la plus élevée à la plus faible et qu'aux sites où une concentration de référence est dépassée, toutes les concentrations de référence en dessous de celle-ci sont également dépassées. Les concentrations de référence de la survie et de la croissance n'ont été dépassées à aucun site. Les limites des écozones (illustrées pour le Canada seulement) sont celles établies par Environnement Canada à http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/index.html.

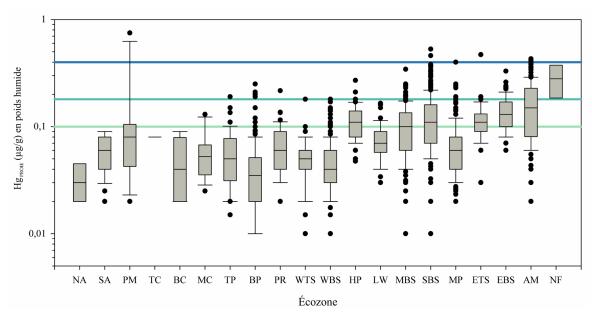


FIGURE 13.5 Concentrations médianes Hg_{PROIE} (µg/g⁻¹ en poids humide) pour chaque site ayant servi à calculer les quotients de risque pour le Plongeon huard, regroupées par écozone. Haut-Arctique (NA), Bas-Arctique (SA), Maritime du Pacifique (PM), Taïga de la Cordillière (TC), Cordillière boréale (BC), Cordillère montagnarde (MC), Taïga des plaines (TP), Plaines boréales (BP), Praires (PR), Taïga du Bouclier ouest (WTS), Bouclier boréal ouest (WBS), Plaines hudsoniennes (HP), Lac des Bois (LW), Bouclier boréal centre (MBS), Bouclier boréal sud (SBS), Plaines à forêts mixtes (MP), Taïga du Bouclier est (ETS), Maritime de l'Atlantique (AM) et Terre-Neuve (NF). Les concentrations de référence fondée sur la documentation sont représentées pour l'échec de la productivité (ligne noire pleine), la productivité altérée (ligne noire avec tirets) et le comportement altéré (ligne noire pointillée). Les détails sont présentés au tableau 13.1.

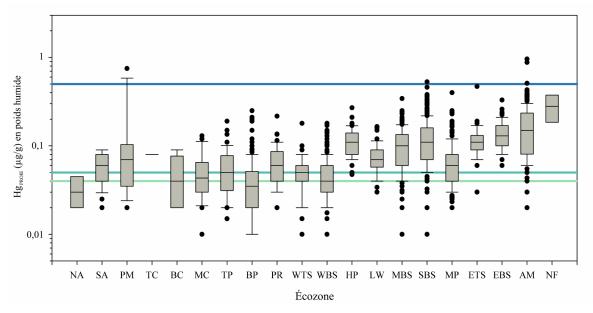


FIGURE 13.6 Concentrations médianes HgPROIE (μg/g⁻¹ en poids humide) pour chaque site ayant servi à calculer les quotients de risque pour les poissons, regroupées par écozone. Haut-Arctique (NA), Bas-Arctique (SA), Maritime du Pacifique (PM), Taïga de la Cordillière (TC), Cordillière boréale (BC), Cordillère montagnarde (MC), Taïga des plaines (TP), Plaines boréales (BP), Praires (PR), Taïga du Bouclier ouest (WTS), Bouclier boréal ouest (WBS), Plaines hudsoniennes (HP), Lac des Bois (LW), Bouclier boréal centre (MBS), Bouclier boréal sud (SBS), Plaines à forêts mixtes (MP), Taïga du Bouclier est (ETS), Maritime de l'Atlantique (AM) et Terre-Neuve (NF). Les concentrations de référence fondée sur la documentation sont représentées pour la survie (ligne grise pleine), la croissance altérée (ligne grise avec tirets), les troubles du comportement (ligne noire pointillée), les troubles de santé (ligne noire pleine) et les troubles de la reproduction (ligne noire avec tirets). Les détails sont présentés au tableau 13.1.

huard représentent de 80 % à plus de 90 % des sites dépassant les concentrations de référence des troubles de la reproduction et des troubles des processus biochimiques et de la santé des poissons (figure 13.6).

13.4.3 Comparaisons avec d'autres études

Les évaluations des risques écologiques peuvent différer beaucoup du point de vue des approches, mais les résultats de cette évaluation préalable à l'échelle nationale sont conformes à ceux des évaluations des risques antérieures dans les régions du Canada, ou englobant des régions du Canada, mais pour une couverture étendue à tout le pays.

Le Plongeon huard constitue probablement l'espèce réceptrice aviaire la plus étudiée en ce qui concerne la toxicologique du méthylmercure au Canada. Scheuhammer et Blancher (1994) ont examiné les concentrations de mercure d'espèces de poissons susceptibles d'être consommées par des Plongeons (de 50 à 250 g) et comparé les concentrations moyennes de mercure de chaque espèce à un seuil de troubles de la reproduction de 0,3 µg/g⁻¹ en poids humide dans le poisson-proie (tiré à l'origine de Barr, 1986). On a évalué que, selon l'espèce de poisson examiné et le seuil utilisé, jusqu'à 30 % des lacs du centre et du nord de l'Ontario accueilleraient des poissons-proies dont les teneurs en mercure sont assez élevées pour poser un risque à la reproduction du Plongeon. Au Québec, Champoux et al. (2006) ont rapporté que 43 % des lacs échantillonnés présentaient des concentrations moyennes de mercure dans les poissons-proies qui dépassaient 0,15 µg/g⁻¹ en poids humide (corps entier). Plus récemment, on a procédé à des évaluations dans la région des Grands Lacs laurentiens au moyen des concentrations de mercure dans les petites perchaudes (moins de 15 cm; Wiener et al., 2012) en utilisant un indicateur commun similaire établi à partir de modèles mathématiques des concentrations de mercure dans les Plongeons et les petites perchaudes (Evers et al., 2011). Ces deux méthodes

ont indiqué qu'entre 3,7 et 9,8 % des sites du bassin des Grands Lacs laurentiens ont des poissons-proies (principalement des perchaudes) dont les concentrations de mercure du corps entier dépassent les seuils de troubles de la reproduction chez les Plongeons adultes reproducteurs. Ces résultats correspondent généralement aux résultats de la présente évaluation pour le Plongeon huard.

Contrairement aux espèces sauvages plus fascinantes, les poissons ont été largement négligés jusqu'à tout récemment à titre de récepteurs potentiels pour la toxicité du méthylmercure. Selon une approche de seuil des concentrations tissulaires, Sandheinrich et al., (2011) ont évalué les risques potentiels d'exposition au mercure du doré jaune, du grand brochet, de l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) et de l'achigan à grande bouche (Micropterus salmoides) à plus de 2 000 emplacements de la région des Grands Lacs laurentiens. Selon l'espèce examinée, entre 8 et 43 % des sites présentaient des concentrations tissulaires du corps entier supérieures à la dose sans effet nocif observé (DSENO) de 0,20 μg/g⁻¹ en poids humide, alors que 3 à 18 % des sites présentaient des concentrations tissulaires du corps entier supérieures à la dose minimale avec effet nocif observé de $0.30 \,\mu g/g^{-1}$ en poids humide. Weiner *et al.* (2012) ont utilisé une approche semblable et déterminé que 6,5 % des sites de la région des Grands Lacs laurentiens présentaient des concentrations tissulaires du corps entier supérieures à la dose sans effet nocif observé de la perchaude.

Nonobstant le fait que ces évaluations couvraient des zones géographiques radicalement différentes de celles de la présente évaluation à l'échelle nationale, un certain nombre de points méritent d'être soulignés. Si l'on utilisait une concentration de référence moins prudente pour les troubles de la reproduction et les troubles des processus biochimiques et de la santé chez les poissons (*p. ex.,* une dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) de 0,14 µg/g⁻¹ en poids humide pour le doré jaune, voir le tableau 2 dans Depew *et al.*, 2012a), le nombre total de sites ayant des quotients de risque supérieurs à 1,0 se situerait quelque part

entre 10 et 36 % du total. C'est parce que cette concentration de référence se trouve à mi-chemin entre les concentrations de référence des troubles du comportement et des troubles de la reproduction pour le Plongeon huard. La disparité de ces évaluations des risques régionales par rapport au pourcentage bien plus élevé de sites avant des quotients de risques calculés supérieurs à 1,0 dans la présente évaluation des risques à l'échelle nationale, quoique frappante, ne peut constituer une comparaison directe, parce que les concentrations tissulaires de référence utilisée dans ces études antérieures ne font aucune distinction entre les paramètres liés à la reproduction, à la survie et à la croissance (Beckvar et al., 2005). Néanmoins, à cause de la disponibilité limitée des données sur la toxicité du méthylmercure, les concentrations de référence de Beckvar et al. (2005) et celles utilisées ici (p. ex., Depew et al., 2013a) sont issues en grande partie des mêmes données, mais utilisent des mesures d'exposition différentes. Il est essentiel d'être conscient que les approches de concentrations tissulaires sont plus appropriées dans les cas où les tissus examinés sont le site d'action de la substance chimique et que la concentration externe (ou le degré d'exposition) est en équilibre avec les tissus en question. Selon nos connaissances sur le méthylmercure et son mode d'action (c.-à-d. une neurotoxine et un possible perturbateur endocrinien), ainsi que sa tendance à la bioaccumulation

continuelle, ces hypothèses ne sont pas très étayées et l'utilisation des concentrations tissulaires de mercure chez le poisson pour inférer la toxicité pourrait s'avérer tout aussi incertaine que l'approche utilisée pour la présente évaluation.

13.5 ÉVALUATION DE L'INCERTITUDE

Peu importe l'approche et les hypothèses utilisées, toute évaluation des risques est limitée par la quantité et la qualité des données, ainsi que par l'incertitude inhérente aux hypothèses et aux étapes utilisées durant le processus d'évaluation des risques. On peut penser entre autres aux hypothèses sur les paramètres et les récepteurs choisis, à la quantité et à la qualité des données sur la toxicité utilisées pour établir les concentrations de référence, aux approches de caractérisation de l'exposition et à la représentativité des données disponibles par rapport aux objectifs de l'activité de gestion potentielle. Ces sources d'incertitude sont examinées ci-dessous, de même que la question à savoir si les hypothèses utilisées sont susceptibles de surreprésenter ou de sous-représenter les risques.



La sélection de paramètres d'évaluation appropriés constitue un aspect essentiel des étapes initiales d'une évaluation des risques écologiques. Si un paramètre d'évaluation n'est pas retenu ou identifié, les risques sont susceptibles d'être sous-estimés. Dans la présente évaluation, toutes les données disponibles sur la toxicité ont été examinées pour établir les paramètres de mesures de substitution afin d'intégrer tous les effets défavorables identifiés. Ce choix reflète à la fois la nature limitée des données de toxicité pour les récepteurs et la compréhension limitée de la relation entre les effets individuels ou à l'échelle d'un organisme et les résultats à l'échelle de la population. Prendre en compte tous les paramètres de mesure est généralement considéré comme une approche prudente et mène donc à une surestimation des risques.

Les organismes récepteurs potentiels représentent une variété d'espèces différentes, dont chacune présente diverses caractéristiques de cycle biologique. d'alimentation et de stratégies comportementales et donc, d'exposition au méthylmercure. Dans la présente évaluation, les récepteurs ont été choisis selon la disponibilité des données de toxicité (c.à-d. les concentrations alimentaires de références publiées), mais aussi parce qu'ils représentent des prédateurs de niveau trophique supérieur très répandus géographiquement. L'incertitude entourant l'exposition alimentaire a été réduite en choisissant des récepteurs qui font preuve de degrés de fidélité au site modérés à élevés, de telle sorte que les cas expositions alimentaires à des niveaux de méthylmercure très différents de ceux qui ont été évalués sont probablement négligeables. De telles hypothèses ne peuvent s'appliquer également à tous les récepteurs potentiels. D'une part, ces hypothèses ne doivent pas systématiquement surestimer ou sous-estimer les risques, et d'autre part, l'utilisation d'autres récepteurs prêterait le flanc à une plus grande incertitude, en particulier s'ils présentent des caractéristiques de cycle biologique compatibles avec une recherche de nourriture généralisée et un régime alimentaire hautement variable. Il convient de souligner que les récepteurs choisis n'ont pas été sélectionnés en fonction de leur sensibilité (ou de leur absence de sensibilité) au méthylmercure. Selon la gamme d'œufs injectés de la CL₅₀ de méthylmercure

rapportée par Heinz *et al.* (2009) et la CL₅₀ des œufs de Plongeon (Kenow *et al.*, 2011), il semble que les Plongeons présentent une plage de sensibilité modérée pour les oiseaux. Les données disponibles sont insuffisantes pour se prononcer sur la possible sensibilité du poisson au méthylmercure, mais tant le doré jaune que le grand brochet ont affiché certaines des concentrations de mercure les plus élevées jamais mesurées dans des poissons d'eau douce.

La décision de caractériser les risques selon l'exposition alimentaire au méthylmercure ne devrait pas sous-estimer ou surestimer les risques du fait qu'elle néglige les autres voies d'exposition, puisqu'il est généralement admis (et bien documenté) que l'exposition alimentaire constitue la principale voie d'exposition au méthylmercure pour la faune aquatique et terrestre (Wiener et al., 2003). Le choix de l'exposition alimentaire dans la présente évaluation peut surestimer les risques en présumant un régime alimentaire monophage composé de perchaudes de 12 cm et un indicateur Hg_{PROIE}, modélisé en fonction de concentrations totales de mercure (THg) dans divers poissons, représentant 100 % de méthylmercure. Le degré auquel cette surestimation est vraie est inconnu, car en général, on considère que les muscles des poissons (plus de 90 % des données de la base de données canadienne sur les niveaux de mercure; Depew et al., 2013a) présentent plus de 95 % de méthylmercure (Bloom, 1992), ce qui est tout aussi vrai pour les petites perchaudes qui ont été évaluées (Hammerschmidt et al., 1999, Wyn et al., 2010).

Un certain nombre d'incertitudes se rapportent à la quantité et à la qualité des données utilisées pour établir les concentrations de référence pour le poisson. Étant donné la rareté des études de haute qualité sur la toxicité alimentaire, un ensemble de données sur diverses espèces a été utilisé. Si la sensibilité au méthylmercure varie selon les espèces de poisson (p. ex., Lee et al., 2011), le regroupement des données sur diverses espèces peut accroître le degré d'incertitude inhérent aux concentrations de référence établies à partir de ces données. Vu le grand nombre de paramètres de mesure pris en compte (voir le tableau 1 dans Depew et al., 2012b), il est difficile de vérifier si les différences de sensibilité selon les espèces observées ou détectées sont réelles ou

s'il s'agit seulement de la conséguence de régimes d'exposition qui varient grandement (dose, durée et composition du régime alimentaire) entre les études. De plus, en règle générale, il n'est pas recommandé de combiner des données sur des espèces marines et d'eau douce. En ce qui concerne le méthylmercure, on estime que les poissons marins sont généralement exposés à de plus hauts niveaux de sélénium, qui réduit la toxicité du méthylmercure (Ganther et Sunde, 2007) même si, pour l'instant, on ne s'entend pas sur les effets réels du sélénium sur le poisson (p. ex., Dang et Wang, 2011, Sørmo et al., 2011). Néanmoins, la majorité des études examinées pour établir les concentrations de référence du poisson ont été réalisées à l'aide de certaines préparations commerciales d'aliments pour poisson qui contiennent des quantités appréciables et variables de sélénium provenant des poissons marins utilisés comme protéine de base (voir la discussion dans Depew et al., 2012a) et il n'existait aucun moyen réalisable de s'assurer que les espèces d'eau douce n'étaient pas exposées au sélénium présent dans cette nourriture.

Les multiples ensembles de données intégrées à la base de données canadienne sur les niveaux de mercure, y compris ceux qui ont été choisis pour le calibrage du modèle NDMMF, n'ont pas nécessairement été obtenus à l'aide d'une méthode d'échantillonnage aléatoire, car les objectifs de surveillance et de recherche diffèrent parfois grandement entre les programmes de recherche industriels ou universitaires et les plus vastes efforts de surveillance dirigés par les gouvernements fédéral et provinciaux en vue d'établir des lignes directrices sur la consommation de poisson d'eau douce aux fins de protection de la santé humaine. Comme les 1 936 emplacements compris dans l'ensemble de données de l'indicateur Hg_{PROIE} ne représentent qu'une fraction du nombre total de lacs au Canada (environ 910 400 lacs d'une superficie supérieure à 0,1 km²; Minns et al., 2008), les résultats des écozones comportant seulement quelques sites d'échantillonnage doivent être interprétés avec prudence. Bien qu'une certaine part d'incertitude résiduelle soit inévitable quant à l'efficacité avec laquelle l'indicateur Hg_{PROIE} calculé représente la tendance géographique réelle des niveaux de méthylmercure des petits poissons-proies à l'échelle

du Canada (et par conséquent, les risques évalués pour les récepteurs piscivores d'une écozone donnée), le gradient ouest-est général de l'indicateur Hg_{PROIE} concorde avec les tendances géographiques observées au moyen des concentrations de mercure mesurées indépendamment chez les animaux piscivores et les invertébrés aquatiques (voir le chapitre 10). Ces explications permettent d'affirmer que l'évaluation présentée ici, sans être véritablement concluante, définit raisonnablement les tendances à grande échelle de l'exposition au méthylmercure pour l'ensemble du Canada.

13.6 RÉSUMÉ ET CONCLUSION

Dans la présente évaluation préalable des risques écologiques, les risques potentiels pour le Plongeon huard et les poissons piscivores découlant de l'exposition alimentaire au méthylmercure ont été évalués en comparant une estimation de l'exposition alimentaire fondée sur un modèle (l'indicateur Hg_{proje}) aux concentrations de référence représentant le niveau le plus bas auquel des effets nuisibles ont été observés (Plongeon huard) ou le niveau le plus bas auquel on prévoit que des effets nuisibles se produisent (poissons). Les quotients de risque dépassaient 1,0 pour un certain nombre de paramètres de mesure, mais les incertitudes plus ou moins importantes présentes à chaque étape du processus d'évaluation des risques ont influé sur l'interprétation de ces quotients à divers degré. Voici les diverses conclusions générales proposées.

- Les quotients de risque calculés supérieurs à 1,0 indiquent un risque potentiel lié au mercure pour les Plongeons huards adultes reproducteurs de 10 à 36 % des sites examinés à l'échelle nationale.
- Les concentrations de références utilisées pour le Plongeon huard étaient bien moins prudentes que celles qu'on utilise habituellement dans le cadre d'une évaluation préalable des risques écologiques. C'est ainsi principalement parce que la dose sans effet nocif observé du méthylmercure sur le Plongeon huard n'a pas été définie correctement.

- À l'échelle de l'écozone, les régions sensibles à l'acidification de l'est du Canada peuvent être désignées comme susceptibles de présenter une plus grande proportion d'habitats du Plongeon comportant des poissons-proies ayant des concentrations de méthylmercure assez élevées pour induire des effets défavorables sur le comportement et possiblement sur la productivité. Comme environ 60 % des populations d'oiseaux reproducteurs d'Amérique du Nord utilisent ces écozones boisées pour y élever les jeunes (Evers, 2004), d'autres travaux sont nécessaires pour quantifier les effets à l'échelle de la population.
- Les quotients de risque calculés supérieurs à 1,0 indiquent un risque potentiel lié au mercure pour les poissons piscivores de 64 à 82 % des sites examinés à l'échelle nationale.
- Les concentrations de référence pour les poissons sont considérablement plus incertaines que celles utilisées pour les Plongeons huards. L'utilisation de concentrations de référence moins prudentes (c.-à-d. des doses minimales avec effet nocif observé) réduit la fréquence des quotients de risque supérieurs à 1,0, mais pas nécessairement l'incertitude relative aux concentrations de référence. L'utilisation de concentrations de référence moins prudentes n'élimine pas les risques potentiels pour les poissons.
- À l'échelle des écozones, la tendance géographique générale de risques potentiels liés au mercure observée dans le cas des Plongeons semble tout aussi vraie dans le cas des poissons.

13.7 LACUNES SCIENTIFIQUES ET BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

Comme il est mentionné à la section 13.5, l'utilisation de concentrations de référence prudentes constitue l'une des limitations majeures de la présente évaluation. C'est particulièrement vrai dans le cas des concentrations de référence pour les poissons piscivores qui sont comparables aux concentrations qu'on estime être présentes dans bon nombre de systèmes naturels. On le constate d'ailleurs en

comparant les concentrations tissulaires de la dose sans effet nocif observé de Beckvar et~al., [2005] (0,20 µg/g $^{-1}$ en poids humide) avec la concentration de mercure moyenne des tissus des poissons prédateurs échantillonnés à l'échelle de la partie continentale des États-Unis (0,29 µg/g $^{-1}$ en poids humide; Stahl et~al., 2009) et dans le nord-est de l'Amérique du Nord (de 0,58 à 0,94 µg/g $^{-1}$ en poids humide; 8 espèces, Kamman et~al., 2005). Dans cette optique, voici quelques recommandations de recherches futures.

La première recommandation correspond au besoin de réduire la dépendance à un petit nombre d'études de toxicité, en grande partie obsolètes, particulièrement dans le cas des poissons. Des données sur les espèces les plus communément ou fréquemment exposées (c.-à-d. les piscivores de niveau trophique supérieur, comme le doré jaune et le brochet) sont requises afin d'évaluer la possibilité de différences sur le plan de la sensibilité des espèces à l'exposition alimentaire au méthylmercure et la pertinence des concentrations de référence utilisées dans la présente évaluation. Évidemment, il est impossible de faire des essais en laboratoire pour toutes ces espèces, c'est pourquoi l'évaluation de ces paramètres de mesure pour le poisson sauvage pourrait nécessiter d'autres études. Sandheinrich et al. (sous presse) ont récemment démontré que l'exposition environnementale au mercure peut réduire le nombre de stéroïdes sexuels dans le système circulatoire du grand brochet sauvage dans les lacs où les perchaudes âgées de plus d'un an présentent des concentrations de mercure de 0.04 à 0,19 µg/g⁻¹ en poids humide dans le corps entier, en présumant une teneur en eau de 80 % (Weiner et al., 2006). Quelle que soit l'approche, les études doivent se concentrer sur une meilleure caractérisation des régimes alimentaires utilisés pour réduire l'incertitude entourant l'exposition simultanée à des composés synergiques ou antagonistes ou à des substances chimiques comme le sélénium.

La deuxième recommandation consiste à se concentrer sur les paramètres d'évaluation pertinents par rapport à la compréhension actuelle du mode l'action du méthylmercure. Les examens récents indiquent que la reproduction constitue le paramètre démographique le plus susceptible d'être touché par l'exposition alimentaire aux concentrations de

méthylmercure observées actuellement dans les écosystèmes aquatiques (Scheuhammer *et al.*, 2007, Shore *et al.*, 2011, Sandhienrich et Weiner, 2011), par contre, il faudra aussi évaluer les effets comportementaux qui auront d'importantes conséquences à l'échelle des espèces. Des approches visant à lier ou à intégrer ces types de paramètres et de réactions dans les modèles démographiques sont en cours pour certaines espèces (*p. ex.*, le Plongeon huard; Nacci *et al.*, 2005), mais peut-être qu'il existe déjà suffisamment d'information disponible pour explorer à cet égard d'autres récepteurs potentiels.

Enfin, il est évident que certains récepteurs fauniques terrestres sont également exposés à des niveaux de méthylmercure comparables dans leurs insectes-proies (p. ex., Cristol et al., 2008, Rimmer et al., 2010). Néanmoins, il existe très peu de renseignements (fondés sur l'exposition ou sur les effets) disponibles qui permettraient d'évaluer les risques pour la faune terrestre au Canada. Il est recommandé d'examiner des approches en vue de combler cette lacune.

13.8 RÉFÉRENCES

Allard, P., Fairbrother, A., Hope, B.K., Hull, R.N., Johnson, M.S., Kapistka, L., Mann, G., McDonald, B., Sample, B.E. 2010. Reccomendations for the development and applications of wildlife toxicity reference values. Integrated Environmental Assessment and Management 6, 28–37.

Barr, J.F., 1986. Population dynamics of the common loon (*Gavia immer*) associated with mercury-contaminated waters in north-western Ontario. Canadian Wildlife Service Occasional Papers No. 56.

Barr, J.F., 1996. Aspects of common loon (*Gavia immer*) feeding biology on its breeding ground. Hydrobiologia 321, 119-144.

Beckvar, N., Dillon, T.M., Read, L.B. 2005. Approaches for linking whole-body fish tissue residues of mercury and DDT to biological effects thresholds. Environmental Toxicology and Chemistry 24, 2094–2105.

Birks, J.D.S., Linn I,J. 1982. Studies of home range of the feral mink, *Mustela vision*. Symposium of the Zoological Society of London. 49, 231–257.

Bloom, N.S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 49, 1010–1017.

Burgess, N.M., Meyer, M.W., 2008. Methylmercury exposure associated with reduced productivity in common loons. Ecotoxicology 17, 83-91.

CCME. 1996. A framework for ecological risk assessment: General guidance. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, MB. Champoux L., Masse D.C., Evers, D., Lane, O.P., Plante, M., Timmermans, S.T.A. 2006. Assessment of mercury exposure and potential effects on common loons (*Gavia immer*) in Quebec. Hydrobiologia 567, 263-274.

Chapman, L.J., Mackay, W.C., 1990. Ecological correlates of feeding flexibility in northern pike (*Esox lucius*). Journal of Freshwater Ecology 5, 313-322.

Clarkson T.W. 1997. The toxicology of mercury. Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences 34, 369–403.

Craig, J., 1987. The biology of perch and related fishes. Timber Press, Portland, OR.

Cristol, D.A., Brasso, R.L., Condon, A.M., Fovargue, R.E., Freidman, S.L., Hallinger, K.K., Monroe, A.P., White, A.E. 2008. The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. Science 320, 335.

Dang, F., Wang, W-X. 2011. Antagonistic interaction of mercury and selenium in a marine fish is dependent on their chemical species. Environmental Science and Technology. 45, 3116–3122.

Depew, D.C., Basu, N., Burgess, N.M., Campbell, L.M., Devlin, E.W., Drevnick, P.E., Hammerschmidt, C.R., Murphy, C.A., Sandheinrich, M.B., Wiener, J.G., 2012a. Toxicity of dietary methylmercury to fish: Derivation of ecologically meaningful threshold concentrations. Environmental Toxicology and Chemistry 31, 1536–1547.

Depew, D.C., Basu, N., Burgess, N.M., Campbell, L.M., Evers, D.C., Grasman, K.A., Scheuhammer, A.M. 2012b. Derivation of screening benchmarks for the common loon (*Gavia immer*): rationale for use in ecological risk assessment. Environmental Toxicology and Chemistry 31, 2399–2407.

Depew, D.C., Burgess, N.M., Anderson, M.R., Baker, R., Bhavsar, S.P., Bodaly, R.A., Eckley, C.S., Evans, M.S., Gantner, N., Graydon, J.A., Jacobs, K., LeBlanc, J.E., St. Louis, V.L., Campbell, L.M. 2013a. An overview of Hg concentrations in freshwater fish species: A national fish mercury dataset for Canada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 70, 436-451.

Depew, D.C., Burgess, N.M. and Campbell, L.M. 2013b. Modelling mercury concentrations in prey fish: Derivation of a common indicator of dietary exposure for piscivorous fish and wildlife. Environmental Pollution 176, 234-243.

Driscoll, C.T., Han, Y., Chen, C.Y., Evers, D.C., Lambert, K.F., Holsen, T.M., Kamman, N.C., Munson, R.K., 2007. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the Northeastern United States. Bioscience 57, 17-28.

Duvall, S.E., Barron, M.G., 2000. A screening level probabilistic risk assessment of mercury in Florida Everglades food webs. Ecotoxicology and Environmental Safety 47, 298-305.

Ecological Stratification Working Group, 1995. A National Ecological Framework for Canada. Agriculture & Agri-Food Canada and Environment Canada, Ottawa, ON.

Edmonds S.T., Evers D.C., Cristol D.A., Mettke-Hofmann C., Powell, L.L., McGann, A.J., Armiger, J.W., Lane, O.P., Tessler, D.F., Newell, P., Heyden, K., O'Driscoll, N.J. 2010. Geographic and seasonal variation in mercury exposure of the declining Rusty Blackbird. Condor 112, 789-799.

Evers, D.C., 2004. Status assessment and conservation plan for the common loon (*Gavia immer*) in North America. United States Fish and Wildlife, Hadley, MA.

Evers, D.C., Burgess, N.M., Champoux, L., Hoskins, B., Major, A., Goodale, W.M., Taylor, R.J., Poppenga, R., Daigle, T. 2005. Patterns and interpretation of mercury exposure in freshwater avian communities in northeastern North America. Ecotoxicology. 14, 193–221.

Evers, D.C., Savoy, L.J., DeSorbo, C.R., Yates, D.E., Hanson, W., Taylor, K.M., Siegel, L.S., Cooley, J.H., Bank, M.S., Major, A., Munney, K., Mower, B.F., Vogel, H.S., Schoch, N., Pokras, M., Goodale, M.W., Fair, J. 2008. Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons. Ecotoxicology 17, 69–81.

Evers, D.C., Paruk, J.D., McIntyre, J.W., Barr, J.F., 2010. Common Loon (*Gavia immer*), The birds of North America Online. The Birds of North America 2011 doi:10.2173/bna.313.

Evers, D.C., Williams, K.A., Meyer, M.W., Scheuhammer, A.M., Schoch, N., Gilbert, A.T., Siegel, L., Taylor, R.J., Poppenga, R., Perkins, C.R., 2011. Spatial gradients of methylmercury for breeding common loons in the Laurentian Great Lakes region. Ecotoxicology 20, 1609-1625.

Frederick P, Jayasena N. 2011. Altered pairing behaviour and reproductive success in white ibises exposed to environmentally relevant concentrations of methylmercury. *Proceedings of the Royal Society B* 278. 1851-1857.

Gamberg, M. 2009. Mercury in caribou forage. Synopsis of research conducted under the 2009-2010 Northern Contaminants Program. Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Canada. pp. 226-231.

Ganther, H.E., Sunde, M.L. 2007. Factors modifying methylmercury toxicity and metabolism. Biological Trace Element Research 119, 221–233.

Goldstein, R.M., Brigham, M.E., Stauffer, J.C., 1996. Comparison of mercury concentrations in liver, muscle, whole bodies, and composites of fish from the Red River of the North. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53, 244-252.

Hall, B.D., St. Louis V.L. 2004. Methylmercury and total mercury in plant litter decomposing in upland forests and flooded landscapes. Environmental Science and Technology. 38, 5010–5021.

Hammerschmidt, C.R., Wiener, J.G., Frazier, B.E., Rada, R.G., 1999. Methylmercury content of eggs in yellow perch related to maternal exposure in four Wisconsin lakes. Environmental Science and Technology 33, 999-1003.

Hammerschmidt, C.R., Sandheinrich, M.B., Wiener, J.G., Rada, R.G. 2002. Effects of dietary methylmercury on reproduction of fathead minnows. Environmental Science and Technology 36, 877–883.

Heinz, G.H., Hoffman, D.J., Klimstra, J.D., Stebbins, K.R., Kondrad, S.L., Erwin C.A. 2009. Species differences in the sensitivity of avian embryos to methylmercury. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 56, 129–138.

Hinck, J.E., Schmitt, C.J., Chojnacki, K.A., Tillitt, D.E., 2009. Environmental contaminants in freshwater fish and their risk to piscivorous wildlife based on a national monitoring program. Environmental Monitoring and Assessment 152, 469-494.

Kamman, N.C., Burgess, N.M., Driscoll, C.T., Simonin, H.A., Goodale, W., Linehan, J., Estabrook, R., Hutcheson, M., Major, A., Scheuhammer, A.M., Scruton, D.A., 2005. Mercury in freshwater fish of northeast North America--a geographic perspective based on fish tissue monitoring databases. Ecotoxicology 14, 163-180.

Kidd, K.A., Blanchfield, P.J., Mills, K.H., Palace, V.P., Evans, R.E., Lazorchak, J.M., Flick, R.W. 2007. Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. Proceedings of the National Academy of Sciences 104. 8897–8901.

Knightes, C.D., Ambrose, R.B., 2007. Evaluating regional predictive capacity of a process-based mercury exposure model, regional-mercury cycling model, applied to 91 Vermont and New Hampshire lakes and ponds, USA. Environmental Toxicology and Chemistry 26, 807-815.

Kenow, K.P., Gutreuter, S., Hines, R.K., Meyer, M.W., Fournier, F., Karasov, W.H. 2003. Effects of methyl mercury exposure on the growth of juvenile common loons. Ecotoxicology 12, 171-182

Kenow, K.P., Meyer, M.W., Rossmann, R., Gendron-Fitzpatrick, A., Gray, B.R. 2011. Effects of injected methylmercury on the hatching of common loon (*Gavia immer*) eggs. Ecotoxicology 20, 1684-1693.

Lee, J-W., Riu, N.D., Lee, S., Bai, S.C., Moniello, G., Hung, S.S.O. 2011. Effects of dietary methylmercury on growth performance and tissue burden in juvenile green (*Acipenser medirostris*) and white sturgeon (*A. transmontanus*). Aquatic Toxicology 105, 227–234.

Mason R.P., Abbot M.L., Bodaly, R.A., Bullock, R.O., Driscoll, C.T., Evers, D.C., Lindberg, S.E., Murray, M., Swain E.B. 2005. Monitoring the response to changing mercury deposition. Environmental Science and Technology 39, 14A–22A.

Melquist, W.E., Hornocker, M.G. 1983. Ecology of river otters in west-central Idaho. Wildlife Monographs. 83, 1-60.

Meyer, M.W., Evers, D.C., Hartigan, J.J., Rassmussen, P.S. 1998. Patterns of common loon (*Gavia immer*) mercury exposure, reproduction, and survival in Wisconsin USA. Environmental Toxicology and Chemistry 17, 184–190.

Minns, C.K., Moore, J.E., Shuter, B.J., Mandrak, N.E., 2008. A preliminary national analysis of some key characteristics of Canadian lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 65, 1763-1778.

Møller, A.P., Cassey, P. 2004. On the relationship between T-cell mediated immunity in bird species and the establishment success of introduced populations. Journal of Animal Ecology 73, 1035–1042.

Nacci, D., Pelletier, M., Lake, J., Bennett, R., Nichols, J., Haebler, R., Grear, J., Kuhn, A., Copeland, J., Nicholson, M., Walters, S., Munns, W.R. 2005. An approach to predict risks to wildlife populations from mercury and other stressors. Ecotoxicology 14, 283-293.

Nam, D.H., Yates, D.E., Ardapple, P., Evers, D.C., Schmerfeld, J., BAsu, N. 2012. Elevated mercury exposure and neurochemical alterations in little brown bats (*Myotis lucifugus*) from a site with historical mercury contamination. Ecotoxicology 21, 1094–1101.

Neilson, L.A., 1980. Effect of walleye (*Stizostedion vitreum*) predation on juvenile mortality and recruitment of yellow perch (*Perca flavescens*) in Oneida Lake, NY. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37, 11-19.

Pickhardt, P.C. and Fisher, N.S. 2007. Accumulation of inorganic and monomethylmercury by freshwater phytoplankton in two contrasting water bodies. Environmental Science and Technology 41, 125–131.

Rimmer, C.C., Miller, E.K., McFarland, K.P., Taylor, R.J., Faccio, S.D. 2010. Mercury bioaccumulation and trophic transfer in the terrestrial food web of a montane forest. Ecotoxicology 19, 697-709.

Rumbold, D.G., 2005. A probabilistic risk assessment of the effects of methylmercury on great egrets and bald eagles foraging at a constructed wetland in south Florida relative to the Everglades. Human and Ecological Risk Assessment 11, 365-388.

Sandheinrich, M.B., Wiener, J.G., 2011. Methylmercury in freshwater fish—recent advances in assessing toxicity of environmentally relevant exposures, In: Environmental contaminants in biota: interpreting tissue concentrations. Beyer, W.N., Meador, J.P. (Eds.), 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 169-190.

Sandheinrich, M., Bhavsar, S., Bodaly, R., Drevnick, P., Paul, E., 2011. Ecological risk of methylmercury to piscivorous fish of the Great Lakes region. Ecotoxicology 20, 1577-1587.

Scheuhammer, A.M., Blancher, P.J., 1994. Potential risk to common loons (*Gavia immer*) from methylmercury exposure in acidified lakes. Hydrobiologia 279-280, 445-455

Scheuhammer, A.M., Meyer, M.W., Sandheinrich, M.B., Murray, M.W., 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. Ambio 36, 12-19.

Schindler, D.W. 2009. Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds and landscapes. Limnology and Oceanography 54, 2349–2358.

Scott, W.B., Crossman, E.J., 1973. Freshwater fishes of Canada. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada. 184, 1-996.

Shanley, J.B., Moore, R., Smith, R.A., Miller, E.K., Simcox, A., Kamman, N., Nacci, D., Robinson, K., Johnston, J.M., Hughes, M.M., Johnston, C., Evers, D.C., Williams, K.A., Graham, J. and King, S. 2012. MERGANSER: An empirical model to predict fish and loon mercury in New England lakes. Environmental Science and Technology 46, 4641-4648.

Shore, R.F., Pereira, G., Walker, L.A., Thompson, D.R., 2011. Mercury in non-marine birds and mammals., In: Environmental Contaminants in Biota: Interpreting tissue concentrations. Beyer, W.N., Meador, J.P. (Eds.), 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 609-624.

Simoneau, M., Lucotte, M., Garceau, S., Laliberte, D. 2005. Fish growth rates modulate mercury concentrations in walleye (*Sander vitreus*) from eastern Canadian lakes. Environmental Research 98, 73–82.

Sørmo, E.G., Ciesielski, T.M., Øverjordet, I.B., Lierhagen, S., Eggen, G.S., Berg, T., Jenssen, B.M. 2011.Selenium moderates mercury toxicity in free ranging freshwater fish. Environmental Science and Technology 45, 6561–6566. St. Louis, V.L., Rudd, J.W., Kelly, C.A., Hall, B.D., Rolfhus, K.R., Scott, K.J., Lindberg S.E., Dong, W. 2001. Importance of the forest canopy to fluxes of methyl mercury and total mercury to boreal ecosystems. Environmental Science and Technology 35, 3089-3098.

Stahl, L.L., Snyder, B.D., Olsen, A.R., Pitt, J.L. 2009. Contaminants in fish tissue from US lakes and reservoirs: a national probabilistic study. Environmental Monitoring And Assessment 150, 3–19. Suter, G.W. 2007. Ecological risk assessment, 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton, FL.

Swanson, H.K., Johnston, T.A., Leggett, W.C., Bodaly, R.A., Doucett, R.R., Cunjak, R.A. 2003. Trophic positions and mercury bioaccumulation in rainbow smelt (*Osmerus mordax*) and native forage fishes in northwestern Ontario lakes. Ecosystems 6, 289–299.

UNEP. 2013. Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. United Nations Environment Programme, Chemicals Branch, Geneva, Switzerland.

USEPA. 1997. Mercury Study Report to Congress. Volume VI: An ecological assessment for anthropogenic mercury emissions in the United States. Office of Air Quality Planning and Standards and Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

USEPA, 1998. Guidelines for ecological risk assessment. EPA/630/R 5/002F. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Warren-Hicks, W.J, and Moore, D.R.J. 1998. Uncertainty analysis in ecological risk assessment. SETAC Press, Pensacola, FL.

Watras, C.J. and Bloom, N.S. 1992. Mercury and methylmercury in individual zooplankton: Implications for bioaccumulation. Limnology and Oceanography 37, 1313–1318.

Watras C.J., Back, R.C., Halvorsen, S., Hudson, R.J.M., Morrison, K.A., Wente, S.P. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. Science of the Total Environment 219, 183–208.

Wiener, J.G., Krabbenhoft, D.P., Heinz, G.H., Scheuhammer, A.M., 2003. Ecotoxicology of mercury, in: Handbook of Ecotoxicology, Lewis Publishers, Boca Raton, FL., pp. 409-463.

Wiener, J.G., Knightes, B.C., Sandheinrich, M.B., Jeremaison, J.D., Brigham, M.E., Engstrom, D.R., Woodruff, L.G., Cannon, W.F., Balogh, S.J. 2006. Mercury in soils, lakes and fish in Voyageurs National Park (Minnesota): Importance of atmospheric deposition and ecosystem factors. Environmental Science and Technology. 40, 6261–6268.

Wiener, J.G., Sandheinrich, M.B., Bhavsar, S.P., Bohr, J.R., Evers, D.C., Monson, B.A., Schrank, C.S., 2012. Toxicological significance of mercury in yellow perch in the Laurentian Great Lakes region. Environmental Pollution 161, 350-357.

Wente, S.P., 2004. A statistical model and national dataset for partitioning fish-tissue mercury concentration between spatio-temporal and sample characteristic effects. US Geological Survey, Scientific Investigation Report 2004-5199, 1-21.

Wolfe, M.F., Schwarzbach, S., Sulaiman, R.A., 1998. Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review. Environmental Toxicology and Chemistry 17, 146-160.

Wyn, B., Kidd, K.A., Burgess, N.M., Curry, R.A., Munkittrick, K.R., 2010. Increasing mercury in yellow perch at a hotspot in Atlantic Canada, Kejimkujik National Park. Environmental Science and Technology 44, 9176-9181.

Chapitre 14:

Le mercure et la santé humaine



Auteur coordinateur : Tara Leech

Auteurs principaux : Tara Leech, Shawn Donaldson, Meredith Curren, Ellen Lye, Jennifer Gibson

Coauteurs : Bryan Adlard, Mary Albert, Nathalie Arnich, Roni Bronson, ChemRisk Consulting, Elizabeth Elliott, Mark Feeley, Mike Inskip, Angela Li-Muller, Stephen MacDonald, Maria Ooi, Harold Schwartz, Constantine Tikhonov, Jay Van Oostdam

Collaborateurs: Karelyn Davis, Harry Ames, Tye Arbuckle, Peter Cooney, Karelyn Davis, Michelle Deveau, Rose Dugandzic, Mandy Fisher, Alexis Gagnon, Morgan Ip, Melanie Jardim, Mark Korchinski, Megan Lewis, Ellen Lye, Britt McAtee, Andrea McKenzie, Heather Morrison, Thea Mueller, Janine Murray, Philip Neufeld, Emma Pagotto, Anthony Ridgway, Sarah Sheffield, Sheila Tan, Kate Werry, et Jeff Willey

TABLE DES MATIÈRES

14.1 INTRODUCTION	803
14.2 SOURCES D'EXPOSITION ET RÉPARTITION DU MERCURE CHEZ LES HUMAINS	804
14.2.1 Exposition alimentaire au méthylmercure	804
14.2.2 Autres sources d'exposition au mercure	805
14.2.3 Répartition du méthylmercure dans le corps	806
14.3 SURVEILLANCE DE L'EXPOSITION AU MERCURE CHEZ LES CANADIENS	807
14.3.1 Valeurs maximales recommandées pour le mercure	810
14.3.2 Biosurveillance nationale du mercure au Canada	811
14.3.2.1 Enquête canadienne sur les mesures de la santé	
14.3.3 Biosurveillance du mercure chez les populations du Canada	
14.3.3.1 Population autochtone du Canada	
Nunavut	
Nord du Québec (région du Nunavik)	
14.3.3.1.2 Premières nations	
14.3.3.2 Canadiens d'origine asiatique	
14.3.3.3 Pêcheurs à la ligne et consommateurs de poisson de sport	
14.3.3.4 Femmes enceintes, femmes en âge de procréer et nourrissons	
14.3.4 Dépassements des valeurs maximales recommandées pour le mercure	
14.3.5 Synthèse : Surveillance de l'exposition au mercure chez les Canadiens	825
14. 4 EFFETS SUR LA SANTÉ HUMAINE	
14.4.1 Effets neurotoxiques chez les adultes	
14.4.2 Effets neurotoxiques sur la santé des enfants à la suite d'une exposition prénatale	
14.4.3 Développement neurologique et exposition postnatale	
14.4.4 Effets rénaux	
14.4.5 Effets cardiovasculaires	
14.4.6 Effets cancérogènes	
14.4.7 Système immunitaire	
14.4.8 Effets sur la reproduction et le développement	
14.4.9 Interactions du sélénium avec le mercure	
14.4.10 Synthèse : Effets sur la santé humaine	839
14.5 AVANTAGES DE LA CONSOMMATION DE POISSON	840
14.5.1 Bienfaits nutritionnels	
14.5.1.1 Évolution du régime alimentaire	
14.5.2 Avantages socioculturels	
14.5.3 Synthèse : Avantages de la consommation de poisson	843
14.6 STRATÉGIES DE RÉDUCTION DE L'EXPOSITION	844
14.6.1 Réduction du risque à l'échelle locale	844
14.6.2 Réduction du risque à l'échelle nationale	
14.6.3 Réduction du risque à l'échelle internationale	847
14.6.4 Synthèse : Stratégies de réduction de l'exposition	848

14.7 CONCLUSIONS ET LACUNES SUR LE PLAN DES CONNAISSANCES	848
14.7.1 Conclusions	848
14.7.1.1 Surveillance de l'exposition au mercure chez les Canadiens	848
14.7.1.2 Risques pour la santé humaine	849
14.7.1.3 Avantages de la consommation de poisson	850
14.7.1.4 Stratégies de réduction de l'exposition	850
14.7.2 Lacunes sur le plan des connaissances	
14.7.2.1 Surveillance de l'exposition au mercure chez les Canadiens	851
14.7.2.2 Risques pour la santé humaine	852
14.7.2.3 Avantages de la consommation de poisson	852
14.7.2.4 Stratégies de réduction de l'exposition	853
14.9 REFERENCES	853
14.8 REMERCIEMENTS	867
ANNEXE 14.A : DONNÉES HISTORIQUES ET CHANGEMENTS CONCERNANT L'EXPOSITION HUMAINE AU MERCURE	867
ANNEXE 14.B : FORMULES DE CONVERSION	87 3
ANNEXE 14 C RÉSUMÉ DES DONNÉES SUR L'EXPOSITION AU MERCURE	874

14.1 INTRODUCTION

La recherche sur la santé humaine et la biosurveillance au Canada nous ont permis de mieux comprendre les niveaux d'exposition au mercure (Hg) de la population canadienne ainsi que les effets potentiels de cette exposition sur la santé. Ces travaux ont également rendu possible l'identification de sous-groupes de Canadiens pouvant être plus fortement exposés ou plus vulnérables aux effets potentiels de l'exposition sur la santé. Ce chapitre présente l'état des connaissances sur l'exposition au mercure chez les Canadiens, les études traitant de ses effets sur la santé humaine et les mesures de qestion des risques qui ont été prises.

Le mercure existe sous trois formes chimiques : élémentaire, inorganique et organique, et on a démontré qu'il passe d'un état à l'autre de facon cyclique (ATSDR, 1999; PNUE, 2002). Dès qu'il est rejeté dans l'environnement, que ce soit pendant des événements naturels ou en provenance de sources anthropiques, le mercure est très mobile et il se déplace entre la surface de la Terre et l'atmosphère (voir le chapitre 2 pour en savoir plus sur les sources de mercure anthropiques et le chapitre 3 pour en savoir plus sur les sources naturelles). On estime qu'une proportion considérable des dépôts de mercure d'origine anthropique du Canada provient de sources étrangères (Gouvernement du Canada, 2010) [voir les chapitres 4 et 9 pour en savoir plus sur les sources, les processus et les voies d'entrée]. Dans un effort pour réduire le fardeau environnemental associé à la contamination au mercure au Canada, le gouvernement du Canada a instauré diverses initiatives réglementaires et autres en collaboration avec les gouvernements des provinces et territoires et l'industrie (CCME 2005; CCME 2007; Gouvernement du Canada, 2010). Par conséquent, les émissions de mercure ont été réduites d'environ 90 % au Canada depuis les années 1970 (ATSDR, 1999; PNUE, 2002; Gouvernement du Canada, 2010).

La forme de mercure la plus susceptible de causer des effets sur la santé humaine est le méthylmercure (MeHg), sur lequel porte principalement le présent chapitre (Inskip et Piotroski, 1985; ATSDR, 1999; Conseil national de recherches Canada, 2000; PNUE,

2002; Clarkson et Magos, 2006). Le méthylmercure est facilement absorbé, il se répartit dans tout le corps et peut facilement franchir les barrières hématoencéphalique et placentaire. Un système nerveux en développement est plus vulnérable aux effets néfastes potentiels du méthylmercure, c'est pourquoi les nourrissons et les enfants courent un risque plus élevé de subir des effets néfastes sur la santé (Inskip et Piotroski, 1985; ATSDR, 1999; Conseil national de recherches Canada, 2000: PNUE, 2002; Gouvernement du Canada, 2010). D'autres effets sur la santé peuvent être liés à l'exposition au méthylmercure, comme les maladies cardiovasculaires et les dysfonctions du système immunitaire (voir la section 14.4). Les effets néfastes sur la santé seront plus ou moins graves selon le degré et la durée d'exposition au méthylmercure.

Pour la population en général, la voie d'exposition au méthylmercure la plus importante est la consommation de poissons et de fruits de mer (Inskip et Piotroski, 1985; ATSDR, 1999; Conseil national de recherches Canada, 2000; PNUE, 2002; Clarkson et Magos, 2006). Il s'avère cependant que la consommation de poissons a plusieurs effets bénéfiques pour la santé. Le poisson constitue une importante source d'éléments nutritifs et favorise la santé cardiovasculaire et neurologique. Chez les peuples autochtones, une alimentation comportant des aliments prélevés dans la nature (c'est-à-dire des aliments traditionnels), notamment du poisson et des mammifères marins, présente en plus des avantages sociaux, culturels et économiques (voir la section 14.5 pour en savoir plus).

Le présent chapitre vise à décrire l'exposition humaine au mercure au Canada. Il traite plus particulièrement des groupes susceptibles d'être davantage exposés au méthylmercure à cause de leur régime alimentaire riche en poissons et fruits de mer, de même que des mesures prises pour réduire l'exposition au méthylmercure. Pour situer le contexte de l'exposition humaine, une section décrit les effets potentiels du mercure sur la santé humaine.

14.2 SOURCES D'EXPOSITION ET RÉPARTITION DU MERCURE CHEZ LES HUMAINS

L'exposition au mercure varie en fonction de plusieurs facteurs, tels que les différences régionales, sociales et professionnelles. Bien que l'exposition moyenne des Canadiens soit faible, le méthylmercure demeure un problème de santé publique potentiel pour les populations qui dépendent fortement de la consommation de grands poissons prédateurs et pour les groupes potentiellement vulnérables, notamment les fœtus en développement, les nourrissons et les enfants (Gouvernement de Canada, 2010; Santé Canada, 2010a). Le méthylmercure n'est pas utilisé dans les produits de consommation ou de santé. Malgré les accumulations passées de mercure dans l'environnement et les sources de nourriture, seul un faible pourcentage des Canadiens est susceptible de subir une exposition à des niveaux pouvant être associés à des effets sur la santé (Gouvernement du Canada, 2010).

14.2.1 Exposition alimentaire au méthylmercure

La source principale d'exposition au méthylmercure des Canadiens est la consommation de certains aliments, plus particulièrement les régimes alimentaires riches en poissons et fruits de mer (Santé Canada, 2007a; Gouvernement du Canada, 2010; Santé Canada, 2010a). Le méthylmercure est presque totalement biodisponible dans les sources de nourriture. L'exposition alimentaire au méthylmercure varie considérablement entre les personnes et les groupes, selon plusieurs facteurs qui influencent l'exposition totale d'une personne, par exemple, les choix alimentaires personnels (PSEA, 2009).

La quantité de mercure dans le poisson dépend d'un certain nombre de facteurs, comme les taux de charge atmosphérique, les propriétés particulières de l'écosystème et la structure du réseau trophique (Harris *et al.*, 2007; Selin *et al.*, 2010). Les propriétés chimiques du méthylmercure lui permettent d'être absorbé dans le tube digestif et d'entrer dans le tissu

musculaire du poisson, entraînant subséguemment une bioaccumulation dans le poisson à mesure qu'il vieillit (voir le chapitre 12 pour en savoir plus sur la bioaccumulation). La bioamplification du méthylmercure dans le réseau trophique engendre des niveaux de mercure plus élevés chez les espèces de poissons prédateurs à longue durée de vie (Santé Canada, 2007a) [voir le chapitre 7 pour en savoir plus sur la bioamplification en milieu marin]. En raison des quantités de mercure variables présentes dans différentes espèces de poisson, le choix des espèces de poissons consommés peut influer sur l'exposition d'une personne. D'autres facteurs, notamment la fréquence de consommation de poisson, la répartition régionale des espèces de poisson, la composition des autres aliments prélevés dans la nature, les pratiques culturelles et l'accès aux poissons vendus au détail, sont aussi déterminants en ce qui a trait à l'exposition au méthylmercure (PSEA, 2009; Donaldson et al., 2010).

L'un des premiers cas d'exposition alimentaire à des concentrations élevées de méthylmercure au Canada était attribuable au rejet de mercure d'une usine de chloralcali dans le réseau hydrographique English-Wabigoon, au nord de l'Ontario, depuis les années 1960 jusqu'au début des années 1970 (Wheatley et al., 1997). Les collectivités des Premières nations de Grassy Narrows et Whitedog se trouvaient en aval de l'usine. Les deux collectivités dépendaient lourdement du poisson provenant du réseau hydrographique pour se procurer de la nourriture ainsi que pour les revenus découlant de leurs activités de guide pour la pêche sportive. De plus, dans le cadre du projet hydroélectrique de la baie James, les cours d'eau devenaient contaminés par les rejets de mercure dans l'écosystème aquatique attribuables à l'immersion de la végétation découlant de la mise en eau de réservoirs (Wheatley et Paradis, 1995). La découverte de concentrations plus élevées de méthylmercure dans le sang chez les habitants des collectivités de Grassy Narrows et de Whitedog et les Cris de la baie James a mené Santé Canada à établir un programme de biosurveillance visant les collectivités autochtones (Wheatley et Paradis, 1995; Wheatley et al., 1997).

Selon les données disponibles, les types de poissons que consomme couramment la population canadienne en général sont le saumon frais, surgelé ou en conserve, le thon en conserve, la crevette, la morue, la sole, l'aiglefin, la goberge, le flétan, la mye et le crabe (Santé Canada, 2007a). Les niveaux de mercure que contiennent ces types de poissons se situent généralement sous la norme canadienne de mercure total (HgT) de 0,5 ppm associée à la plupart des poissons vendus au détail (Santé Canada, 2007b; Santé Canada, 2007c). Les poissons qui occupent une position élevée dans la chaîne alimentaire, comme le requin, le thon frais ou surgelé, l'espadon, le voilier, l'hoplostète orange et l'escolar, ont tendance à contenir des niveaux plus élevés de mercure à cause de la bioaccumulation environnementale et de la bioamplification du mercure (Santé Canada, 2007a). Ces types de poissons sont associés à une norme de mercure total de 1,0 ppm ainsi qu'à une consigne de consommation restreinte (Santé Canada, 2007b: Santé Canada, 2007c; Santé Canada, 2008).

14.2.2 Autres sources d'exposition au mercure

La population générale est principalement exposée au méthylmercure et cette exposition découle principalement de la consommation de poissons et fruits de mer contaminés, cependant, dans une moindre mesure, d'autres formes de mercure contribuent aussi à la charge corporelle globale de mercure chez les humains (Santé Canada, 2007a). La surface des amalgames dentaires, la plus importante source isolée de mercure élémentaire pour la moyenne des Canadiens, peut rejeter des vapeurs de mercure dans la bouche. Néanmoins, Santé Canada a conclu de l'exposition au mercure provenant des amalgames dentaires n'occasionne aucun effet sur la santé chez la population en général (Santé Canada, 1996). Une analyse des données nationales recueillies dans le cadre de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé a révélé que les concentrations de mercure inorganique dans l'urine (un biomarqueur communément accepté qu'on utilise pour évaluer l'exposition au mercure élémentaire et inorganique) de sous-populations canadiennes ayant ou non des amalgames dentaires étaient inférieures à celles qui sont reconnues comme posant des risques pour la santé de la population en général (Institute for

Water, Soil and Air Hygiene of the German Federal Environmental Agency, 1999; Nicolae, 2010), même s'il convient d'interpréter les résultats avec prudence en raison de la grande variabilité de l'échantillonnage. En outre, un avis de planification de la prévention de la pollution a été mis en place à l'échelle nationale pour réduire les rejets dans l'environnement provenant des déchets d'amalgames dentaires.

Les émissions industrielles ou les sources naturelles peuvent occasionner une exposition au mercure par l'inhalation de vapeurs de mercure dans l'air ambiant et, dans une mesure beaucoup plus limitée, par la consommation d'eau potable. Les émissions nationales ont toutefois été grandement réduites au Canada grâce à des initiatives gouvernementales, notamment l'introduction de lignes directrices sur les émissions et de normes pancanadiennes pour les industries et les produits (ATSDR, 1999; PNUE, 2002; CCME, 2005; Gouvernement du Canada, 2010).

L'exposition peut aussi survenir quand des produits qui contiennent du mercure (p. ex., lampes, thermomètres) se brisent et que le mercure s'évapore ou se déverse dans un domicile ou un lieu de travail. L'élimination des produits contenant du mercure, comme les ampoules et les piles, peut occasionner des rejets de mercure dans l'environnement. Le gouvernement du Canada travaille à réduire les rejets dans l'environnement provenant de produits nouveaux ou existants au moyen de règlements proposés récemment (Gouvernement du Canada, 2010).

Le thimérosal, un composé organique contenant du mercure, est utilisé couramment comme agent de conservation dans des produits pharmaceutiques et des vaccins depuis les années 1930 (Gupta, Barlow et Donaldson, 2005; CCNI, 2007). Des millions de doses des nombreux vaccins qui contiennent des agents de conservation, comme le thimérosal, ont été administrés depuis, sans le moindre effet nocif observé. Les services de santé partout dans le monde continuent d'approuver des vaccins et d'autres produits qui contiennent des agents de conservation à base de mercure. À l'heure actuelle, au Canada, pour satisfaire les préférences des consommateurs, la plupart des vaccins destinés aux humains sont offerts dans des fioles à usage unique qui ne nécessitent

aucun agent de conservation, de sorte que, à l'exception des immunisations de masse comme celles contre l'influenza, l'utilisation de thimérosal dans les vaccins a été en grande partie abandonnée. Les vaccins dont l'utilisation est approuvée au Canada appartiennent aux catégories suivantes (CCNI, 2007) :

- Vaccins à dose unique sans thimérosal : aucun ajout de thimérosal comme agent de conservation ni aucune utilisation de thimérosal pendant la fabrication des vaccins.
- Vaccins contenant des traces de thimérosal (moins de 1,0 µg/dose): utilisation de thimérosal dans les processus de fabrication, mais aucune utilisation comme agent de conservation dans le vaccin en tant que tel.
- Vaccins contenant du thimérosal : certains vaccins contiennent du thimérosal comme agent de conservation. Il s'agit généralement de flacons à doses multiples dans lesquels du thimérosal a été ajouté (à raison de 2 à 50 µg/0,5 mL) en vue de prévenir la contamination par des agents infectieux potentiellement dangereux.

Certains groupes religieux utiliseraient encore du mercure pendant des cérémonies ou des rituels, ce qui pourrait occasionner une exposition individuelle accrue (ATSDR, 1999; PNUE, 2002). Par ailleurs, certains remèdes à base de plantes médicinales traditionnels et certaines crèmes éclaircissantes pour la peau contiennent du mercure. Le mercure figure dans la Liste critique des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques, y compris les crèmes éclaircissantes pour la peau. L'utilisation de mercure dans les produits de santé naturels est également restreinte (Gouvernement du Canada, 2010). Le Règlement sur les aliments et drogues limite aussi l'utilisation du mercure dans les produits pharmaceutiques, à moins que cette utilisation soit justifiée par la présentation d'éléments de preuve à l'appui.

La profession d'une personne peut aussi occasionner une exposition accrue au mercure. Néanmoins, l'exposition professionnelle est strictement contrôlée par l'introduction de pratiques de manipulation plus sécuritaires, l'utilisation d'équipement de protection individuel, une meilleure ventilation et des technologies de substitution sans mercure (ATSDR, 1999; PNUE, 2002; CCOHS, 2011).

14.2.3 Répartition du méthylmercure dans le corps

La dose de mercure retenue dans le corps dépendra de l'absorption et de la répartition dans les tissus du corps ainsi que de la quantité de mercure excrétée par ces mêmes tissus. Contrairement aux formes élémentaire et inorganique de mercure, le méthylmercure est presque entièrement absorbé par le tube digestif lors de l'ingestion (Inskip et Piotroski, 1985: ATSDR. 1999: Conseil national de recherches Canada, 2000; PNUE, 2002; Clarkson et al., 2007). Dès son absorption, le méthylmercure est facilement réparti dans tous les tissus, y compris dans le cerveau et à travers le placenta jusqu'au fœtus (ATSDR, 1999; Clarkson et Magos, 2006; Clarkson, Vvas et Ballatori, 2007). La répartition du mercure est généralement considérée comme uniforme. Par contre, selon le type de tissu, la dose et le degré d'exposition, le méthylmercure peut subir une déméthylation, puis être converti en mercure inorganique. Par exemple. des études expérimentales ont démontré qu'un plus haut niveau de méthylmercure est retenu dans les reins à la suite d'une exposition chronique, tandis que le cerveau accumule une plus grande proportion de mercure inorganique. La répartition du mercure dans le corps suggère que, au fil du temps, le méthylmercure peut être converti en mercure inorganique et que cette conversion est particulière à certains tissus (ATSDR, 1999; Rice, 1989a; Rice, 1989b). Le méthylmercure peut facilement traverser la barrière placentaire et être transmis aux nourrissons par le lait maternel. Chez l'humain, plusieurs rapports indiquent que les concentrations de mercure dans le sang ombilical peuvent atteindre le double de celles qu'on retrouve dans le sang maternel; le ratio de concentrations dans le sang de la mère et de l'enfant tend à se situer dans une fourchette de 1,0 à 2,0 (Inskip et Piotroski, 1985; ATSDR, 1999; Butler Walker et al., 2006; Sakamoto et al., 2012).

Le corps excrète le méthylmercure principalement par les fèces (Inskip et Piotroski, 1985; ATSDR, 1999; Clarkson et Magos, 2006; Clarkson *et al.*, 2007). À la suite d'une exposition orale, moins du tiers du mercure total est excrété par les reins (ATSDR, 1999). Certaines études expérimentales sur des animaux indiquent que le méthylmercure est secrété dans la bile et peut être absorbé de nouveau dans l'intestin (ATSDR, 1999). D'autres études ont démontré que le méthylmercure peut aussi être absorbé de nouveau par la vésicule biliaire, fournissant d'autres preuves que cette substance est recyclée dans le corps. Des études auprès de volontaires humains à qui on a donné du poisson contenant du mercure marqué confirment que le mercure est bien absorbé dans le corps après l'ingestion (Miettinen *et al.*, 1971). On croit que la circulation entérohépatique du méthylmercure dans le corps pourrait contribuer à sa période biologique dans le sang, qui s'étend de 42 jours (femmes qui allaitent) à 70 jours (femmes qui n'allaitent pas), et à sa capacité à engendrer des effets néfastes sur la santé (Inskip et Piotroski, 1985; ATSDR, 1999: Conseil national de recherches Canada. 2000). Une période biologique de 57 jours a été mesurée pour le mercure total en tenant compte des niveaux de fond (Yaginuma-Sakurai et al., 2012).

Il existe des sources potentielles variables d'exposition au mercure pour la population canadienne générale. Les études sur l'exposition indiquent que la principale source d'exposition au mercure est le régime alimentaire. En raison de la bioaccumulation et de la bioamplification dans le biote, la plus grande source d'exposition au mercure découle de la consommation d'aliments particuliers, principalement les grands poissons prédateurs. Le méthylmercure est bien absorbé par le tube digestif et bien réparti dans tous les tissus, y compris le cerveau et le fœtus en développement. Comme le méthylmercure peut demeurer dans le corps, les efforts de surveillance de l'exposition sont d'une grande importance.

14.3 SURVEILLANCE DE L'EXPOSITION AU MERCURE CHEZ LES CANADIENS

Pour assurer le suivi de la santé globale des Canadiens, soutenir l'établissement de valeurs de référence et appuyer les initiatives politiques, le gouvernement du Canada a mis en œuvre plusieurs programmes de biosurveillance pour la population en général, pour des groupes susceptibles d'être davantage exposés en raison de leur consommation fréquente de poissons et pour les groupes vulnérables afin de mieux évaluer l'exposition réelle au méthylmercure (Gouvernement du Canada, 2010). Certains groupes, notamment les Premières nations et les peuples autochtones du Nord, les pêcheurs sportifs et les Canadiens d'origine asiatique, risquent davantage d'être exposés au méthylmercure, principalement en raison de leurs choix alimentaires et de la disponibilité de la nourriture au sein de ces collectivités (ATSDR, 1999; Comité mixte FAO/ OMS d'experts des additifs alimentaires, 2003: Cole et al., 2004; Gouvernement du Canada, 2010). Les personnes vulnérables correspondent à celles qui sont par nature plus sensibles aux effets sur la santé associés à l'exposition au mercure, comme les fœtus en développement et les ieunes enfants (ATSDR. 1999; Gouvernment du Canada, 2010).

On peut évaluer l'exposition au méthylmercure en mesurant les concentrations présentes dans le sand et les cheveux (ASTDR, 1999; Clarkson et Magos, 2006; Clarkson et al., 2007), tandis qu'on utilise généralement des analyses d'urine comme milieu indicateur pour le mercure inorganique, puisque seulement une partie du méthylmercure est excrétée par les reins après qu'il a été métabolisé (ASTDR, 1999). L'utilisation de différents milieux biologiques pour analyser la charge corporelle totale de mercure rend généralement difficile toute comparaison entre les résultats d'études. Chacun des types d'échantillon physiologique disponibles peut cependant s'avérer utile pour tirer des conclusions quant à l'exposition globale au mercure. En règle générale, les concentrations de mercure dans le sang et dans l'urine témoignent d'expositions plus récentes, tandis que les concentrations relevées dans les cheveux

TABLEAU 14.1 Valeurs maximales recommandées de mercure au Canada et mesures recommandées

Groupe et âge	Valeur sanguine (µg L ⁻¹)	Valeur correspondante des cheveux (µg g ⁻¹)	Mesures recommandées
Femmes enceintes Femmes, de la naissance à 49 ans Hommes de moins de 18 ans	<8	<2*	Aucune mesure de suivi nécessaire
Femmes enceintes Femmes, de la naissance à 49 ans Hommes de moins de 18 ans	8 - 40	2 - 10*	Tester de nouveau le sang et les cheveux dans 6 mois; donner des conseils diététiques
Femmes enceintes Femmes, de la naissance à 49 ans Hommes de moins de 18 ans	>40	>10*	Tester de nouveau le sang et les cheveux immédiatement; fixer un rendez-vous avec un responsable de la santé publique
Femmes de plus de 50 ans, hommes de plus de 18 ans	< 20	<6 **	Aucune mesure de suivi nécessaire
Femmes de plus de 50 ans, hommes de plus de 18 ans	20 - 100	6 - 30**	Tester de nouveau le sang et les cheveux dans 6 mois; donner des conseils diététiques
Hommes et femmes, tous âges	>100	>30**	Tester de nouveau le sang et les cheveux immédiatement; fixer un rendez-vous avec un responsable de la santé publique; diriger la personne vers un médecin ou un toxicologiste médical

^{*} Valeur maximale recommandée harmonisée, provisoire et intérimaire de mercure dans le sang, proposée par Legrand et al. (2010); reflète le ratio cheveux-sang de 250:1.

sont davantage corrélées avec des expositions à plus long terme (ATSDR, 1999). Il existe des variations de la vitesse de croissance des cheveux, mais on accepte communément une vitesse de croissance présumée de 1,1 cm de repousse par mois (p. ex., Boischio et Cernichiari, 1998; Conseil national de recherches Canada, 2000; Legrand et al., 2010) selon le taux de croissance médian des cheveux calculé par Cox et al. (1989). On estime à 20 jours le délai entre l'arrivée de la concentration de mercure dans le premier centimètre près du cuir chevelu et le niveau sanguin mensuel correspondant en raison de temps de croissance nécessaire aux cheveux pour émerger du cuir chevelu après l'intégration du mercure dans le follicule (Hislop et al., 1983; Conseil national de recherches Canada, 2000; Clarkson et Magos, 2006;). L'intégration du mercure dans les follicules pileux est proportionnelle à la concentration de mercure

biodisponible dans le sang. Certaines variations s'expliquent par le taux de croissance des cheveux, l'âge, la vitesse de métabolisme, la génétique et le sexe (Canuel *et al.*, 2006; Legrand *et al.*, 2010). On accepte internationalement un ratio cheveux-sang de 250:1 aux fins de comparaison des niveaux de mercure à l'état stable dans les cheveux et dans le sang (Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, 2003; Legrand *et al.*, 2010). Selon certaines recherches, ce ratio pourrait être trop faible, mais davantage de recherches et de discussions sont nécessaires avant l'adoption d'un ratio cheveux-sang supérieur (Yaginuma-Sakurai *et al.*, 2012). Par conséquent, nous utiliserons le ratio cheveux-sang de 250:1 dans le présent chapitre.

Les données de biosurveillance constituent un outil utile et pertinent pour déterminer l'exposition

^{**} Proposé par Santé Canada (1999); reflète l'ancien ratio cheveux-sang de 300:1.

TABLEAU 14.2 Résumé des données du cycle 1 (de 2007 à 2009) de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (Santé Canada, 2010a)

Mercure (total) : moyennes arithmétique (MA) et géométrique (MG), et centiles de concentrations dans le sang (μ g/L⁻¹) chez les Canadiens de 6 à 79 ans. L'intervalle de confiance de 95 % est indiqué entre parenthèses.

Groupe et âge	N	MA	MG	10 ^e	25°	50e	75°	90°	95°	%< limite de détection
Total, 6 à 79	5 319	1,42 (1,00-1,84)	0,69 (0,56-0,86)	0,12 (< limite de détection à 0,14)	0,33 (0,26-0,39)	0,81 (0,64-0,97)	1,61 (1,17-2,04)	3,07 (2,21-3,93)	4,70 (2,61-6,78)	11,6
6 à 11	910	0,58 (0,44-0,73)	0,27 (0,22-0,32)	< limite de détection	< limite de détection	0,28 (0,23-0,34)	0,66 (0,47-0,85)	1,37 (1,07-1,67)	2,08 (1,27-2,88)	24,8
12 à 19	945	0,64 (0,31-0,97)	0,31 (0,23-0,40)	< limite de détection	0,13 (< limite de détection à 0,18)	0,32 (0,24-0,41)	0,76 (0,47-1,06)	1,36 (0,53-2,20)	2,25 (0,93-3,56)	20,9
20 à 39	1 165	1,28 (0,87-1,69)	0,65 (0,52-0,82)	0,12 (< limite de détection à 0,16)	0,30 (0,24-0,36)	0,77 (0,62-0,92)	1,49 (0,93-2,06)	3,10 (1,97-4,24)	4,89 (2,45-7,32)	8,76
40 à 59	1 220	1,88 (1,28-2,49)	1,02 (0,81-1,27)	0,27 (0,19-0,35)	0,56 (0,42-0,70)	1,11 (0,86-1,37)	1,93 (1,50-2,36)	3,59 (2,31-4,86)	6,39 (3,03-9,76)	3,52
60 à 79	1 079	1,55 (1,05-2,06)	0,87 (0,66-1,16)	0,17 (< limite de détection à 0,26)	0,47 (0,33-0,61)	0,97 (0,70-1,23)	1,89 (1,23-2,54)	3,41 (2,43-4,38)	4,83 (2,73-6,92)	4,73
Hommes Total	2 576	1,50 (0,99-2,00)	0,68 (0,55-0,85)	0,10 (< limite de détection à 0,14)	0,32 (0,25-0,39)	0,79 (0,64-0,94)	1,61 (1,15-2,07)	3,16 (2,18-4,15)	5,13 (2,70-7,57)	12,1
Hommes 6 à 11	459	0,51 (0,32-0,71)	0,24 (0,19-0,31)	< limite de détection	< limite de détection	0,26 (0,18-0,33)	0,62 (0,39-0,84)	1,19 (0,52-1,86)	2,05 (0,96-3,13)	26,1
Hommes 12 à 19	489	0,65 (0,15-1,16)	0,29 (0,20-0,41)	< limite de détection	0,12 (< limite de détection à 0,17)	0,28 (0,17-0,39)	0,64 (0,19-1,09)	1,48 (0,41-2,55)	2,29 (0,54-4,04)	20,7
Hommes 20 à 39	514	1,26 (0,82-1,70)	0,62 (0,47-0,80)	< limite de détection	0,27 (0,19-0,36)	0,73 (0,56-0,90)	1,51 (0,72-2,30)	3,18 (1,71-4,65)	4,61 (2,60-6,63)	9,34
Hommes 40 à 59	577	2,08 (1,12-3,03)	1,04 (0,82-1,32)	0,28 (0,19-0,37)	0,59 (0,43-0,75)	1,07 (0,81-1,32)	1,83 (1,52-2,15)	3,42 (1,28-5,56)	6,84 (1,42-12,26)	3,47
Hommes 60 à 79	537	1,73 (1,09-2,37)	0,98 (0,73-1,31)	0,21 (0,10-0,31)	0,51 (0,37-0,66)	1,05 (0,69-1,40)	2,20 (1,61-2,79)	3,57 (1,80-5,34)	5,67 (1,35-9,99)	4,28
Femmes Total	2 743	1,34 (0,96-1,72)	0,70 (0,56-0,89)	0,13 (0,10-0,16)	0,33 (0,25-0,40)	0,83 (0,63-1,03)	1,58 (1,15-2,00)	3,00 (2,14-3,87)	4,45 (2,55-6,36)	11,2
Femmes 6 à 11	451	0,66 (0,53-0,79)	0,29 (0,25-0,35)	< limite de détection	0,11 (< limite de détection à 0,15)	0,30 (0,25-0,34)	0,80 (0,54-1,05)	1,44 (1,21-1,67)	2,15 (1,08-3,23)	23,5
Femmes 12 à 19	456	0,63 (0,46-0,79)	0,33 (0,26-0,42)	< limite de détection	0,15 (< limite de détection à 0,21)	0,36 (0,27-0,45)	0,83 (0,60-1,05)	1,19 (0,43-1,96)	2,23 (1,32-3,15)	21,1
Femmes 20 à 39	651	1,30 (0,85-1,76)	0,70 (0,52-0,92)	0,16 (0,10-0,22)	0,33 (0,23-0,42)	0,80 (0,59-1,02)	1,49 (0,96-2,02)	2,67 (1,69-3,65)	4,77 (2,07-7,46)	8,29
Femmes 40 à 59	643	1,69 (1,19-2,20)	0,99 (0,77-1,28)	0,24 (0,14-0,34)	0,53 (0,36-0,69)	1,16 (0,88-1,44)	2,02 (1,44-2,60)	3,65 (2,21-5,10)	5,35 (2,02-8,67)	3,58
Femmes 60 à 79	542	1,39 (0,99-1,80)	0,79 (0,59-1,05)	0,13 (< limite de détection à 0,22)	0,40 (0,21-0,58)	0,92 (0,71-1,12)	1,70 (1,20-2,19)	3,33 (2,47-4,19)	4,37 (2,97-5,77)	5,17

^{*} Limite de détection = 0,10 μ g/L⁻¹

aux contaminants environnementaux au Canada. Les données recueillies auprès de la population générale servent à établir des plages de référence des concentrations de produits chimiques chez les Canadiens aux fins de comparaisons avec les sous-populations. Les données de biosurveillance servent aussi à établir une base de référence des concentrations de produits chimiques permettant d'assurer un suivi historique de l'exposition. En outre, les initiatives de biosurveillance basées sur la population servent à déterminer les mesures stratégiques à prendre en matière de santé publique afin de réduire l'exposition et les risques pour la santé qui y sont associés. La biosurveillance continue est essentielle aux stratégies de gestion des risques liés au méthylmercure, car elle appuie les recherches futures sur les liens potentiels entre l'exposition et les effets sur la santé. Les résultats de plusieurs études de biosurveillance concernant la population en général et divers sous-groupes sont résumés dans la présente section.

Alors que le chapitre porte principalement sur le méthylmercure, les études de biosurveillance de cette section présentent les concentrations de mercure total dans les milieux biologiques testés, sauf indications contraires. Les études mesurent souvent les concentrations de mercure total du sang et de l'urine, c'est-à-dire le total de toutes les formes de mercure présentes dans l'échantillon. La concentration de mercure total dans le sang est acceptée comme biomesure raisonnable de l'exposition au méthylmercure (Santé Canada, 2010a), même dans le cadre d'études portant spécifiquement sur le méthylmercure. À moins d'indications contraires, les moyennes présentées dans cette section reflètent la moyenne géométrique des concentrations, étant donné que les données de concentration de mercure présentées dans les rapports ont souvent une distribution normale logarithmique.

14.3.1 Valeurs maximales recommandées pour le mercure

Les valeurs maximales recommandées pour le mercure aident à mettre en contexte les risques possibles pour la santé humaine associés à l'exposition au méthylmercure. Les valeurs maximales recommandées sont généralement mises à jour quand il existe suffisamment de preuves scientifiques à l'appui d'une telle modification.

La Commission internationale de la santé du travail (CIST) et la Commission de toxicologie de l'Union internationale de chimie pure et appliquée (UICPA) définissent toutes deux une valeur moyenne de mercure dans le sang de 2 µg/L-1 comme concentration sanguine de référence chez les personnes qui ne mangent pas de poisson (Conseil national de recherches Canada, 2000). Les lignes directrices proposées à l'égard des mesures de suivi basées sur les concentrations de mercure dans le sang et les cheveux de certaines populations sont résumées selon l'âge et le sexe au tableau 14.1 (Santé Canada, 1999; Legrand et al., 2010). Au Canada, la valeur maximale recommandée de mercure pour la population générale est de 20 µg/L-1 dans le sang (Santé Canada, 1999), Santé Canada considère que les concentrations de mercure inférieures à 20 µg/L⁻¹ dans le sang se situent dans une fourchette acceptable. Les personnes présentant une concentration de mercure dans le sang de 20 µg/ L-1 à 100 µg/L-1 sont considérées comme exposées à des risques accrus, alors que les personnes dont la concentration de mercure dans le sang dépasse les 100 μg/L⁻¹ sont considérées comme à risque de subir des effets nocifs (Santé Canada, 1999). Cependant, on a proposé une valeur maximale recommandée harmonisée, provisoire et intérimaire de 8 µg/L-1 de mercure dans le sang pour les enfants (âgés de moins de 18 ans), les femmes enceintes et les femmes en âge de procréer (âgées de moins de 50 ans) afin de protéger le développement neurologique des jeunes enfants et des fœtus (Legrand et al., 2010), Selon le cadre des valeurs maximales recommandées de Legrand et al., les enfants, les femmes enceintes et les femmes en âge de procréer dont la concentration de mercure dans le sang se situe entre 8 µg/L-1 et 40 µg/L-1 sont considérées comme exposés à des risques accrus. Ces mêmes personnes sont considérées comme à risque de subir des effets nocifs si leur concentration de mercure dans le sang dépasse 40 µg/L-1 (tableau 14.1). Dans le présent chapitre, la comparaison des moyennes de la population par rapport aux valeurs maximales

recommandées de mercure exige de connaître la répartition des données d'échantillonnage agrégées. Les populations pour lesquelles ces données sont disponibles ont été comparées aux valeurs maximales recommandées à la section 12.3.5.

14.3.2 Biosurveillance nationale du mercure au Canada

14.3.2.1 Enquête canadienne sur les mesures de la santé

L'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS), lancée en 2007, recueille des renseignements clés pertinents sur la santé des Canadiens au moyen de mesures physiques directes, comme la tension artérielle, le poids, la grandeur et la condition physique. Des renseignements sur la nutrition, le tabagisme, la consommation d'alcool, les antécédents médicaux, l'état de santé actuel, le comportement sexuel, le style de vie et l'activité physique, les caractéristiques résidentielles et environnementales ainsi que les variables démographiques et socioéconomiques sont également recueillis au moven de questionnaires. Les échantillons de sang et d'urine sont prélevés et analysés pour dépister des maladies chroniques et infectieuses ainsi que des marqueurs nutritionnels et environnementaux. Les données générées dans le volet biosurveillance servent à créer une base de référence nationale quant aux niveaux d'exposition aux produits chimiques présents dans l'environnement. Les données de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé permettent aussi aux chercheurs d'examiner les relations entre les facteurs de risque de maladie et l'état de santé et d'explorer des problèmes de santé publique émergents (Santé Canada, 2010a).

On a mesuré le mercure dans les échantillons de sang et d'urine prélevés pendant le cycle 1 (de 2007 à 2009) de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé. On a mesuré le mercure total dans le sang et le mercure inorganique dans l'urine de tous les participants à l'enquête âgés de 6 à 79 ans, ainsi que le mercure inorganique dans le sang d'un sousensemble de participants à l'enquête âgés de 6 à 79 ans (Santé Canada, 2010a). Les résultats relatifs

au mercure dans le sang sont examinés ci-dessous. Ces données fournissent des estimations des niveaux de charge corporelle de mercure dans le sang chez la population canadienne en général.

Les résultats du cycle 1 de l'enquête démontrent que, même si on a détecté du mercure chez la plupart des Canadiens, leurs concentrations sanguines demeurent généralement sous les valeurs maximales recommandées selon le groupe d'âge et le sexe mentionnées ci-dessus. Comme vous le constaterez au tableau 14.2, la concentration moyenne de mercure dans le sang de la population étudiée âgée de 6 à 79 ans était de 0,69 µg/L-1 (Santé Canada, 2010a). Le groupe ayant la concentration la plus forte de mercure dans le sang était celui des hommes de 40 à 59 ans, soit une concentration de 1,04 μg/L⁻¹. La concentration moyenne de mercure dans le sang des hommes participants était de 0,68 µg/L-1, alors que la moyenne s'établissait à 0,70 µg/L-1pour l'ensemble des femmes participantes (Santé Canada, 2010a). Ces données constituent une moyenne nationale des concentrations de mercure dans le sang et un point de comparaison pour les études visant des sous-populations dont il sera question dans d'autres sections du présent chapitre.

14.3.3 Biosurveillance du mercure chez les populations du Canada

Certains groupes de personnes, comme les Autochtones, les pêcheurs sportifs et les Canadiens d'origine asiatique, sont plus susceptibles d'être exposés à de fortes concentrations de méthylmercure que la population canadienne générale en raison de leur alimentation plus riche en poissons et en fruits de mer (OMS/PNUE, 2008). Les plus récentes données de biosurveillance des groupes de population canadiens sont présentées ici (certaines données historiques sont également présentées à l'annexe A). Les études sur les effets sur la santé ainsi que la biosurveillance constituent d'abondantes sources de données sur les humains. Par contre, étant donné que la conception des études et le traitement subséguent des données peuvent différer entre la biosurveillance et les études sur les effets sur la santé en fonction des objectifs de recherche, les données de biosurveillance provenant

d'études sur les effets sur la santé doivent être interprétées avec prudence si on les utilise comme mesure de l'exposition.

14.3.3.1 Population autochtone du Canada

Les peuples autochtones sont confrontés à des problèmes distincts en ce qui concerne la contamination de leurs sources de nourriture. Ils font preuve d'un attachement culturel très fort envers la consommation de certains aliments, qui joue, dans certaines collectivités, le rôle d'une activité d'unification. Par ailleurs, les aliments récoltés localement sont avantageux sur le plan économique, car les denrées des marchés d'alimentation coûtent généralement cher dans les régions isolées.

14.3.3.1.1 Arctique canadien

Le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN) a été mis sur pied en 1991 pour répondre aux préoccupations relatives aux risques potentiels pour la santé humaine attribuables, dans l'Arctique canadien, à l'exposition aux contaminants dans l'environnement associée à la consommation d'aliments prélevés dans la nature. Les émissions atmosphériques de longue distance et les courants océaniques ont occasionné le transport de mercure vers des zones où les sources de mercure locales ou régionales sont très faibles, voire inexistantes (ATSDR, 1999; PNUE, 2002). La région de l'Arctique ioue depuis longtemps le rôle d'un récepteur pour les polluants capables de voyager sur de longues distances, ce qui a mené à leur accumulation dans l'environnement et dans la faune de cette région (PSEA, 2009; Gouvernement du Canada, 2010). Le mandat du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord est le suivant :

« Travailler à réduire et, autant que possible, éliminer les contaminants présents dans les aliments traditionnels récoltés, tout en fournissant de l'information qui aidera les personnes et les collectivités à prendre des décisions éclairées concernant leur alimentation. » (AADNC, 2012) À ce jour, le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord a réalisé trois évaluations de la santé humaine dans le cadre des rapports de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien (RECAC) conjointement avec le Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), un groupe de travail du Conseil de l'Arctique. La première évaluation de la santé humaine, le RECAC-I, a été menée en 1997 (Gilman *et al.*, 1997) et la deuxième, le RECAC-II, en 2003 (Van Oostdam *et al.*, 2003). La dernière évaluation, réalisée en 2009 (Van Oostdam *et al.*, 2009), enrichit les résultats des deux premières et traite des changements de concentrations des contaminants chez les humains dans l'Arctique.

Il peut s'avérer difficile d'obtenir des échantillons représentatifs et aléatoires dans le Nord à cause des populations peu nombreuses, de l'éloignement géographique des collectivités et d'une volonté d'éviter la lassitude à l'égard de la recherche dans les populations de nombre restreint faisant l'objet d'une surveillance (Odland et Nieboer, 2012). C'est pourquoi la prudence est de mise quand on évalue des données sur la population du Nord, pour veiller à ce qu'elles soient interprétées selon le bon contexte. Par exemple, il n'est pas rare qu'on invite toutes les femmes enceintes d'une région à se porter volontaires pour une étude afin d'atteindre des tailles d'échantillon appropriées.

Territoires du Nord-Ouest

Entre 1994 et 1999, les concentrations de mercure ont été mesurées dans le sang maternel et ombilical chez des participants inuits, dénés et métis et non autochtones des cinq régions des Territoires du Nord-Ouest: Inuvik, Kitikmeot, Mackenzie, Keewatin et Baffin (Butler Walker *et al.*, 2006). La région de Baffin et la majeure partie des régions du Keewatin (aujourd'hui Kivalliq) et de Kitikmeot font désormais partie du territoire du Nunavut, créé en 1999. Cependant, comme le programme de surveillance a été mis en œuvre avant la division des Territoires du Nord-Ouest ces données sont présentées ici comme des données des Territoires du Nord-Ouest. Au total, 386 échantillons de sang maternel, 407 échantillons de sang ombilical et 351 échantillons appariés de

sang maternel et ombilical ont été recueillis dans les cina régions des Territoires du Nord-Ouest. La concentration movenne de mercure dans le sang maternel variait selon les différents groupes ethniques. Les mères inuites, dénées et métisses et caucasiennes présentaient respectivement des concentrations movennes de mercure dans le sang de 3,51 μ g/L⁻¹, 1,35 μ g/L⁻¹ et 0,87 μ g/L⁻¹. Les concentrations movennes de mercure dans le sang ombilical des participants inuits, dénés et métis et caucasiens étaient respectivement de 6,96 µg/L-1, $1,62 \mu g/L^{-1}$ et $1,22 \mu g/L^{-1}$. Les analyses des échantillons appariés de sang maternel et ombilical ont révélé que, en moyenne, les concentrations de mercure dans le sang ombilical sont considérablement plus élevées que celles des échantillons de sang maternel correspondants.

Grâce à cette étude, des données sur les contaminants ont été établies pour les femmes enceintes inuites, dénées et métisses et caucasiennes d'Inuvik entre 1998 et 1999. Les concentrations de base de mercure dans le sang étaient respectivement de 2,1 μ g/L⁻¹, 1,1 μ g/L⁻¹ et 0,6 μ g/L⁻¹ (Tofflemire, 2000, cité dans Donaldson et al., 2010), et de 1.2 µg/L⁻¹ (n=94) pour toutes les mères participantes (Tofflemire, 2000). Ces résultats ont servi de base de référence pour une étude de suivi menée dans la région d'Inuvik entre 2005 et 2006 afin de surveiller les concentrations de mercure dans le sang chez les mères (n=76). Les échantillons ont été prélevés au troisième trimestre ou immédiatement après la naissance auprès de 52 Inuites, de 17 Dénées et Métisses et de 7 participantes non autochtones. Les mères inuites (1,13 µg/L-1) et les mères dénées et métisses (0,72 µg/L⁻¹) présentaient des concentrations de mercure dans le sang environ 4 fois plus élevées et 3 fois plus élevées que celles des mères non autochtones [0,26 µg/L-1] (Armstrong et al., 2007).

Nunavut

Comme dans la section ci-dessus, la région de Baffin a été incluse à l'étude de surveillance maternelle des Territoires du Nord-Ouest avant la création du Nunavut. Dans le contexte de cette étude, on a mesuré des concentrations de mercure dans le sang de 6,72 µg/L⁻¹ chez des femmes enceintes inuites de la région de Baffin (n=31), à l'aide d'échantillons

prélevés en 1997 (Butler Walker *et al.*, 2006). Ces données constituent la base de référence des concentrations dans le sang maternel pour les femmes enceintes dans cette région du Nunavut.

Une étude ultérieure, réalisée de 2005 à 2007, a assuré le suivi afin d'obtenir des données sur les changements de concentrations dans la région de Baffin. L'étude de suivi a recruté 99 Inuites enceintes résidant dans la région de Baffin au Nunavut. La concentration moyenne de mercure dans le sang maternel était de 4,0 µg/L⁻¹ (Potyrala, comm. pers., cité dans Donaldson *et al.*, 2010).

Une autre enquête menée au Nunavut en 2004 visait à caractériser le degré d'exposition au mercure en explorant la consommation alimentaire et les concentrations de mercure trouvées dans les cheveux (Solomon, 2005). Les données de cette étude ont été recueillies au moyen de questionnaires sur la fréquence de consommation des aliments. d'échantillons de cheveux et d'échantillons d'aliments prélevés dans la nature. La concentration moyenne de mercure dans les cheveux de la population générale d'Igloolik (n=40) était de 6,2 μ g/g⁻¹, et de 2,1 μ g/g⁻¹ chez les femmes en âge de procréer. À Repulse Bay, la concentration movenne de mercure dans les cheveux de la population générale (n=52) était de 2,7 µg/g⁻¹. tandis qu'elle était de 2,1 µg/g-1 chez les femmes en âge de procréer. Une corrélation a été établie entre la consommation d'aliments prélevés dans la nature et les concentrations de mercure dans les échantillons de cheveux.

L'exposition alimentaire au mercure des enfants d'âge préscolaire (3 à 5 ans) de 16 collectivités du Nunavut représentant les trois régions du Nunavut (Baffin, Kitikmeot et Kivalliq) a également été évaluée. Entre 2007 et 2008, des échantillons de cheveux ont été prélevés de 388 enfants et de 97 adultes qui vivaient avec les enfants participants. La concentration moyenne de mercure dans les cheveux pour les trois régions était de $0,66~\mu g/g^{-1}$. Les enquêteurs ont relevé des différences régionales dans les concentrations moyennes de mercure dans les cheveux : $1,14~\mu g/g^{-1}$, $0,31~\mu g/g^{-1}$ et $0,52~\mu g/g^{-1}$, respectivement à Baffin, Kitikmeot et Kivalliq (Tian *et al.*, 2011).

TABLEAU 14.3 Concentrations de mercure (total) dans les cheveux (µg/g⁻¹) chez les personnes des Premières nations âgées de 19 ans et plus, vivant dans des réserves en Colombie-Britannique, Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières nations, EANEPN (2008-2009). Moyenne arithmétique (MA), moyenne géométrique (MG) et centiles; l'intervalle de confiance de 95 % est indiqué entre parenthèses (Chan *et al.*, 2011).

Groupe et âge (années)	N ^{bre}	MA	MG	50°	75°	90°	95°
Total, 19 à 51+	487	0,59 (0,36-0,82)	0,36 (0,25-0,53)	0,34 (0,15-0,53)	0,75 (0,26-1,23)	0,41 (0,24-0,58)	0,48 (0,32-0,65)
19 à 30	94	0,34 (0,10-0,58)	0,23 (0,16-0,34)	0,22 (0,13-0,31)	0,30 (0,06-0,55)	0,64 (0,20-1,08)	ND
31 à 50	240	0,57 (0,39-0,75)	0,37 (0,25-0,55)	0,37 (0,06-0,68)	0,73 (0,35-1,12)	1,20 (0,88-1,52)	1,30 (0,59-2,02)
51+	153	0,87 (0,20-1,54)	0,55 (0,21-1,47)	0,64 (0,04-1,23)	1,28 (0,26-2,30)	1,98 (0,36-3,60)	ND
Hommes, Total	142	0,64 (0,29-1,00)	0,38 (0,22-0,67)	0,38 (0,03-0,72)	0,82 (0,16-1,49)	1,95 (0,58-3,33)	2,06 (0,88-3,24)
Hommes, 19 à 30	25	0,23 (0,14-0,31)	0,19 (0,14-0,25)	0,16 (0,05-0,27)	0,27 (0,12-0,42)	0,41 (0,24-0,58)	0,48 (0,32-0,65)
Hommes, 31 à 50	62	0,73 (0,50-0,96)	0,50 (0,28-0,88)	0,68 (0,33-1,04)	1,11 (0,67-1,55)	1,26 (0,93-1,59)	1,65 (1,01-2,30)
Hommes, 51+	55	0,95 (0,12-1,79)	0,55 (0,18-1,63)	0,56 (-0,21-1,33)	1,76 (0,17-3,36)	ND	ND
Femmes, Total	345	0,54 (0,38-0,70)	0,35 (0,25-0,48)	0,32 (0,21-0,43)	0,72 (0,32-1,12)		1,54 (1,27-1,81)
Femmes, 19 à 30	69	0,46 (0,07-0,85)	0,29 (0,16-0,53)	0,25 (0,08-0,42)	0,44 (0,07-0,80)	ND	ND
Femmes, 31 à 50	178	0,40 (0,33-0,48)	0,27 (0,23-0,32)	0,32 (0,30-0,35)	0,45 (0,35-0,54)	0,77 (0,31-1,23)	1,18 (0,70-1,66)
Femmes, 51+	98	0,79 (0,26-1,31)	0,55 (0,22-1,43)	0,68 (0,05-1,31)	1,24 (0,42-2,07)	1,44 (0,53-2,35)	1,80 (0,67-2,93)

ND - Non déterminé. Nombre d'échantillons insuffisant pour produire des estimations fiables.

TABLEAU 14.4 Concentrations de mercure (total) dans le sang (μg/L-1) chez les personnes des Premières nations âgées de 19 ans et plus, vivant dans des réserves en Colombie-Britannique, Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières nations, EANEPN (2008-2009). Moyenne arithmétique (MA), moyenne géométrique (MG) et centiles; l'intervalle de confiance de 95 % est indiqué entre parenthèses. Données basées sur Chan et al. (2011) selon un facteur de conversion de 250 (cheveux:sang).

Groupe et âge (années)	N ^{bre}	MA	MG	50°	75°	90e	95°
Total,	487	2,37	1,46	1,37	2,98	1,63	1,92
19 à 51+		(1,44-3,30)	(0,99-2,14)	(0,60-2,13)	(1,05-4,92)	(0,94-2,32)	(1,26-2,58)
19 à 30	94	1,34 (0,38-2,30)	0,92 (0,62-1,37)	0,86 (0,50-1,23)	1,22 (0,23-2,20)	2,56 (0,80-4,33)	ND
31 à 50	240	2,29 (1,57-3,01)	1,48 (1,01-2,18)	1,48 (0,24-2,71)	2,94 (1,40-4,47)	4,80 (3,51-6,08)	5,21 (2,36-8,07)
51+	153	3,48 (0,81-6,16)	2,20 (0,82-5,89)	2,54 (0,16-4,93)	5,14 (1,06-9,22)	7,90 (1,42-14,4)	ND
Hommes,	142	2,57	1,52	1,51	3,30	7,82	8,24
Total		(1,16-3,98)	(0,86-2,69)	(0,13-2,88)	(0,65-5,94)	(2,32-13,3)	(3,52-13,0)
Hommes,	25	0,90	0,75	0,63	1,08	1,63	1,92
19 à 30		(0,58-1,22)	(0,56-1,01)	(0,19-1,06)	(0,48-1,67)	(0,94-2,32)	(1,26-2,58)
Hommes,	62	2,92	1,99	2,73	4,44	5,05	6,60
31 à 50		(1,99-3,86)	(1,13-3,50)	(1,30-4,17)	(2,68-6,19)	(3,74-6,37)	(4,02-9,19)
Hommes, 51+	55	3,81 (0,48-7,15)	2,19 (0,74-6,53)	2,25 (0,82-5,32)	7,06 (0,67-13,4)	ND	ND
Femmes,	345	2,16	1,39	1,29	2,88	5,19	6,16
Total		(1,50-2,81)	(1,01-1,91)	(0,86-1,73)	(1,30-4,46)	(3,80-6,58)	(5,09-7,23)
Femmes, 19 à 30	69	1,84 (0,29-3,38)	1,17 (0,64-2,11)	0,984 (0,30-1,67)	1,75 (0,28-3,21)	ND	ND
Femmes,	178	1,61	1,08	1,29	1,78	3,09	4,70
31 à 50		(1,30-1,92)	(0,92-1,28)	(1,18-1,40)	(1,42-2,14)	(1,26-4,93)	(2,78-6,62)
Femmes,	98	3,15	2,21	2,71	4,97	5,76	7,20
51+		(1,05-5,25)	(0,86-5,70)	(0,20-5,22)	(1,68-8,26)	(2,11-9,40)	(2,69-11,7)

^{*} ND : Non déterminé; nombre d'échantillons insuffisant pour produire des estimations fiables.

Nord du Québec (région du Nunavik)

Dans la région du Nunavik, au Québec, un certain nombre d'études ont examiné les concentrations de mercure dans les cheveux et le sang ombilical, ainsi que dans le sang des hommes, des femmes enceintes et des enfants. Dans l'évaluation de 2009 du RECAC-III, le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord a résumé les données de biosurveillance du mercure de plusieurs études nordiques réalisées dans cette région depuis 1992. Ces études comprennent notamment l'enquête sur la santé de 1992 de Santé Québec (Santé Québec, 1994), et le programme de surveillance du sang ombilical mené au milieu des années 1990 (Dewailly et al., 1998; Dallaire et al., 2003) qui a été suivi d'une enquête sur les contaminants environnementaux et le développement des enfants (Muckle et al., 2001; Dallaire et al., 2003), puis par l'enquête sur la santé des Inuits au Nunavik en 2004 (Fontaine et al., 2008).

Pendant l'enquête de 1992, les échantillons de sang de 209 hommes adultes et de 283 femmes adultes ont été recueillis afin d'en analyser les concentrations de mercure. Dewailly et al. (2001) ont découvert que les concentrations de mercure dans le sang des hommes et des femmes combinées étaient de 16,0 µg/L-1[1]. Aucune différence statistique n'a été relevée entre les concentrations sanguines moyennes des hommes et des femmes. En outre, les deux sexes présentaient des concentrations supérieures de mercure dans le sang chez les groupes plus âgés. L'analyse de la relation entre les concentrations de mercure et les habitudes alimentaires démontre que les participants de la baie d'Ungava Bay (n=201), qui comptent généralement davantage sur le gibier terrestre, affichaient des concentrations sanguines beaucoup plus faibles que celles des participants de la baie d'Hudson (n=291) [10.9 $\mu g/L^{-1[1]}$ contre 18.6 $\mu g/L^{-1[1]}$, respectivement), qui mangent généralement plus de poissons et de fruits de mer. Les participants non inuits (n=34) présentaient une concentration movenne de mercure dans le sang de 3,73 μ g/L^{-1[1]} (Dewailly *et al.*, 2001)

Dans le cadre de l'enquête sur les contaminants environnementaux et le développement des enfants.

Muckle et al. (2001) ont recruté des mères inuites (n=175) et des nouveau-nés vivant au Nunavik, près de la côte de la baie d'Hudson, entre 1995 et 2000. Ils ont mené des entrevues avec les mères un mois et 11 mois après la naissance, et prélevé des cheveux maternels, du sang maternel et du sang ombilical aux fins d'analyses, avec comme résultats des concentrations movennes de mercure de 3,7 µg/g-1, de $10.4 \,\mu\text{g/L}^{-1}$ et de $18.5 \,\mu\text{g/L}^{-1}$, respectivement. On a découvert que les concentrations de mercure dans le sang ombilical étaient presque deux fois plus élevées que celles trouvées dans le sang maternel. ce qui est conforme aux constatations précédentes selon lesquelles l'exposition réelle du fœtus en développement est supérieure à l'exposition de la mère (Muckle et al., 2001).

En 2003, Dallaire *et al.* publiaient un article sur les tendances temporelles du sang ombilical chez les nourrissons inuits nés au Nunavik entre 1994 et 2001. Cette analyse des tendances temporelles était basée sur les données compilées pendant le programme de surveillance du sang ombilical et l'enquête sur les contaminants environnementaux et le développement des enfants. Les enquêteurs ont conclu que, dans l'ensemble, les concentrations de mercure ont diminué de plus de 8 % par année pendant cette période (Dallaire *et al.*, 2003).

Dans l'ensemble, on a constaté que les concentrations de mercure dans le sang maternel ont aussi diminué chez les femmes enceintes inuites au Nunavik entre 1996 et 2004, passant d'une moyenne de 13 µg/L⁻¹ en 1996 à une moyenne de 7,6 µg/L⁻¹ en 2004 (Dewailly *et al.*, analyse spéciale, citée dans Donaldson *et al.*, 2010).

En 2004, une enquête sur la santé à plus grande échelle (l'enquête sur la santé des Inuits au Nunavik) a été menée auprès de 14 collectivités côtières du Nunavik afin d'évaluer leur état de santé et de mesurer des indicateurs de santé dans la population inuite. Dans le cadre de cette enquête, les concentrations de mercure dans le sang ont été mesurées chez des hommes (n=414) et des femmes (n=503) inuits âgés de 18 à 74 ans. La concentration moyenne de mercure dans le sang était de 9,18 μg/L^{-1[1]} pour les hommes et de 11,5 μg/L^{-1[1]} pour les femmes. La

Nanomoles par litre (nmol/L) converties selon les lignes directrices énoncées à l'annexe A.

moyenne combinée des concentrations de mercure de $10,3~\mu g/L^{-1[2]}$ représentait une diminution de 32~% par rapport aux valeurs indiquées dans l'enquête sur la santé de 1992 de Santé Québec (Fontaine *et al.*, 2008).

En 2007, la concentration moyenne de mercure dans le sang des femmes enceintes inuites du Nunavik était de 4,0 μ g/L⁻¹ [n=42] (Pereg 2008, comm. pers., cité dans Donaldson *et al.*, 2010), ce qui représente une baisse par rapport aux études antérieures, alors qu'une concentration moyenne de mercure dans le sang maternel de 12 μ g/L⁻¹ avait été mesurée en 1992, lors de la première étude sur les femmes enceintes de cette région (Santé Québec, 1994, cité dans Donaldson *et al.*, 2010).

Un certain nombre d'études ont également été menées au Nunavik pour évaluer les effets sur la santé de l'exposition au mercure. Ces études fournissent un abondant ensemble de données sur les concentrations de mercure dans le sang et sont décrites de facon assez détaillée ici. L'exposition au mercure a été surveillée chez les enfants inuits pour déterminer si elle constitue un facteur de risque potentiel dans le développement comportemental de l'enfant. Entre 2000 et 2002, des échantillons de sang ont été prélevés sur 110 enfants inuits âgés de 4 à 6 ans et vivant au Nunavik pour assurer le suivi du programme de surveillance du sang ombilical (de 1993 à 1996) qui visait à documenter l'exposition prénatale aux contaminants environnementaux. La concentration moyenne de mercure dans le sang était de 9,6 μg/L-1 (Plusquellec et al., 2010). Une grande partie de cette cohorte a été suivie dans plusieurs autres études (Boucher et al., 2012). En 2012, Boucher et al., publiaient une étude portant sur les effets neurophysiologiques chez des enfants (n=193) de 9 à 13 ans qui ont été réévalués entre 2005 et 2007. La concentration movenne de mercure dans le sang était de 4,6 µg/L-1 (Boucher et al., 2012). Par ailleurs, une nouvelle étude prospective menée entre 2006 et 2010 qui enquêtait sur les avantages d'un programme de nutrition récemment mis en œuvre au Nunavik a produit des données sur le sang chez les nourrissons de 11 à 54 mois. La concentration moyenne de

mercure dans le sang était de 1,8 μ g/L^{-1[2]} (n=129) [Turgeon O'Brien *et al.*, 2012].

14.3.3.1.2 Premières nations

En 2008. l'Université du Nord de la Colombie-Britannique, l'Université de Montréal, l'Assemblée des Premières Nations (APN) et la Direction générale de la santé des Premières nations et des Inuits (DGSPNI) de Santé Canada amorçaient un projet collaboratif de 10 ans : l'Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières nations (EANEPN). L'EANEPN recueille des renseignements sur les avantages nutritionnels et les défis liés aux contaminants environnementaux inhérents à l'alimentation moderne des peuples des Premières nations qui vivent dans des réserves afin de brosser un tableau représentatif de la charge corporelle actuelle de mercure total. Cette étude vise à évaluer les relations entre l'exposition alimentaire aux contaminants environnementaux, la qualité de l'alimentation et les indicateurs de santé, ainsi qu'à examiner la faisabilité d'une potentielle évaluation prospective longitudinale des tendances en matière d'exposition alimentaire aux contaminants.

La collecte de données a été réalisée en Colombie-Britannique et au Manitoba entre 2008 et 2010. L'analyse des données de la Colombie-Britannique était disponible au moment de la publication du présent document. On a analysé les concentrations de mercure dans les cheveux de 487 des 1 103 participants de l'EANEPN en Colombie-Britannique. La concentration movenne de mercure dans les cheveux chez les adultes des Premières nations vivant dans des réserves était de 0,36 µg/g-1 (données d'échantillon pondérées et normalisées selon l'âge et le sexe). Le groupe présentant l'exposition la plus élevée au mercure était celui des femmes âgées 51 ans et plus, avec une concentration moyenne de 0,55 µg/g⁻¹ de mercure dans les cheveux (ce qui correspond à une concentration moyenne de mercure dans le sang de 2,2 µg/L-1). Les résultats de l'analyse des concentrations de mercure dans les cheveux de l'EANEPN en 2008-2009 sont présentés au tableau 14.3. Au tableau 14.4, les valeurs de

Nanomoles par litre (nmol/L-1) converties selon les lignes directrices énoncées à l'annexe A.

mercure dans les cheveux sont converties en équivalents sanguins selon le facteur de conversion de 250 décrit à la section 14.3. Dans le cas des femmes en âge de procréer (âgées de 19 à 50 ans), la concentration moyenne de mercure dans les cheveux était de 0,28 μg/g⁻¹ (Chan *et al.*, 2011).

Une autre initiative a été lancée en 2008, l'Initiative de biosurveillance des Premières nations (IBPN), un partenariat entre l'Assemblée des Premières Nations et la Direction générale de la santé des Premières nations et des Inuits (DGSPNI). Le projet pilote de l'Initiative de biosurveillance des Premières nations a commencé en janvier 2011 et le projet principal s'est poursuivi à l'été et à l'automne de 2011 dans 13 collectivités des Premières nations au Canada (au sud du 60^e parallèle). L'Initiative de biosurveillance des Premières nations est une enquête sur la santé conçue pour établir des données de référence sur l'exposition humaine aux produits chimiques dans l'environnement, notamment le mercure total et le mercure inorganique, chez les peuples des Premières nations vivant dans des réserves. C'est la première enquête de cette ampleur à viser une telle diversité de produit chimique dans l'environnement auprès des Premières nations. Elle servira aussi à comparer, dans la mesure du possible, l'exposition des Premières nations par rapport à celle de la population canadienne en général, dont les données sont actuellement recueillies dans le cadre de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé. L'Initiative de biosurveillance des Premières nations produira des données précieuses concernant ces collectivités, notamment sur l'exposition au mercure, qui rendront possible la poursuite de l'exploration des problèmes de santé publique émergents.

On a analysé la teneur en mercure d'échantillons prélevés dans le cadre d'études antérieures sur les résultats liés à la santé. Dans l'une de ces études, les concentrations de mercure dans le sang et les cheveux ont été évaluées pour 791 Cris, hommes et femmes, âgés de 18 ans et plus, recrutés dans sept collectivités de la baie James, au Québec, entre 2005 et 2009 (Valera et al., 2011a). La biosurveillance a été menée dans le cadre d'une étude relative aux effets de l'exposition au mercure sur la tension artérielle et sur l'activité cardiaque autonome. Les Cris

adultes présentaient des concentrations moyennes de mercures de 3,09 μ g/L^{-13*} dans le sang et de 0,473 μ g/g^{-14*} dans les cheveux.

D'autres études (nonobstant des tailles d'échantillon limitées) examinant des résidents des collectivités des Premières nations ont été publiées au cours des dernières années. Legrand et al. (2005) ont publié un rapport sur l'exposition au mercure dans deux collectivités adjacentes à la baie de Fundy pour 2001 et 2002. Les participants de la tribu Passamaquoddy et d'autres origines ethniques ont été recrutés pour l'étude dans les collectivités de Grand Manan et St. Andrews/St. Stephen (Première nation Passamaguoddy). En tout, 29 hommes et 23 femmes de St. Andrews, et 38 hommes et 54 femmes de Grand Manan ont participé à l'étude. Les échantillons de cheveux prélevés en 2002 indiquaient des concentrations de mercure de 0,42 µg/g⁻¹ pour le groupe de St. Andrews et de 0,70 µg/g⁻¹ pour le groupe de Grand Manan. Dans les deux groupes. aucune différence significative n'a été relevée entre les hommes et les femmes. Ces résultats démontrent que l'exposition au mercure dans ces collectivités des Premières nations est faible.

Collectivement, les données disponibles sur les concentrations de mercure chez les personnes des collectivités des Premières nations vivant au sud du 60° parallèle donnent à penser que l'exposition au mercure est relativement faible et généralement inférieure à celle qu'on retrouve chez les populations inuites dans l'Arctique.

14.3.3.2 Canadiens d'origine asiatique

Les Canadiens d'origine asiatique pourraient être plus exposés au mercure que la moyenne en raison de leur alimentation riche en poissons et en fruits de mer, à laquelle s'ajoutent d'autres facteurs liés à la situation économique, aux habitudes de vie et à la culture. Le poisson est un élément essentiel du régime alimentaire asiatique et on en consomme quotidiennement dans bon nombre de pays d'Asie. Pour tenter de conserver certains aspects culturels de

^{3° 4°} Nanomoles par litre (nmol/L) converties selon les lignes directrices énoncées à l'annexe A.

leurs pays d'origine, les communautés d'immigrants continuent souvent de consommer du poisson en grande quantité. En conséquence, la pêche sportive et la consommation de poissons de pêche sportive sont des pratiques courantes dans les communautés de culture asiatique. Des Canadiens d'origine asiatique vivent partout au Canada, mais en plus grande proportion dans les régions métropolitaines, notamment à Vancouver et Toronto (Lindsay, 2001a; Lindsay, 2001b). S'il est vrai que la consommation de poisson offre des avantages nutritionnels, elle peut aussi occasionner une exposition accrue au méthylmercure si les poissons sont pêchés dans des zones où la charge de mercure est élevée et qu'ils sont consommés en grande quantité.

Pour évaluer la consommation de poisson chez les Canadiens d'origine asiatique qui pratiquent la pêche sportive, une évaluation exploratoire a été menée à l'automne 1995 auprès d'immigrants du Bangladesh (n=9) et du Vietnam (n=9) qui pêchent dans le fleuve Saint-Laurent dans la région de Montréal. On a découvert que presque tous les poissons pris par les pêcheurs d'origine asiatique sont consommés et que les espèces prédatrices comptent pour environ 33 % de leurs prises. Dans la deuxième partie de cette évaluation exploratoire, les enquêteurs ont analysé les concentrations de mercures dans des échantillons de cheveux prélevés des participants. Leurs concentrations de mercure dans les cheveux ont été comparées à celles de pêcheurs sportifs non asiatiques de la région de Montréal (n=25). La concentration médiane de mercure relevée dans les cheveux des pêcheurs sportifs vietnamiens était plus élevée (1,23 μg/g⁻¹) que celle des pêcheurs sportifs bangladais (1,07 μg/g⁻¹). Chez les pêcheurs sportifs non asiatiques, la concentration médiane de mercure dans les cheveux était de 0,73 µg/g⁻¹. Malgré le petit nombre de participants de l'enquête, les auteurs laissent entendre que les concentrations de mercure chez les pêcheurs sportifs d'origine asiatique sont légèrement élevées comparativement à celles des pêcheurs sportifs non asiatiques dans la région de Montréal, et que cet écart est possiblement attribuable à des habitudes alimentaires différentes (Kosatsky et al., 1999).

Dans le cadre d'une recherche sur l'exposition aux contaminants chez les pêcheurs sportifs ontariens. Cole et al. (2004) ont mené une étude auprès de pêcheurs à la ligne et de consommateurs de poisson de sport de l'Ontario. Pendant cette étude, les participants habitant les berges et les collectivités de cing secteurs préoccupants des Grands Lacs (n=86) ont été interrogés de 1996 à 1999. Ceux-ci ont été divisés en deux grands groupes selon leur pays d'origine : les Canadiens d'origine européenne (n=45) et les Canadiens d'origine asiatique (n=41). Chez les Canadiens d'origine asiatique, on a constaté une quantité médiane de 325 repas de poisson par année pour une concentration movenne de mercure total dans le sang de 7,9 µg/L⁻¹. Ce résultat est supérieur à la concentration moyenne de mercure dans le sang des Canadiens d'origine européenne (2,0 µg/L-1), qui consomment une quantité inférieure de repas de poisson par année (médiane de 174). Les auteurs ont indiqué que les femmes (n=27) et les hommes (n=14) canadiens d'origine asiatique présentaient des concentrations movennes de mercure de 9,4 µg/L-1 et 7,2 µg/L⁻¹, respectivement, ce qui est supérieur aux résultats des femmes (n=15) et des hommes (n=30) canadiens d'origine européenne, respectivement de $2,2 \mu g/L^{-1}$ et de $2,0 \mu g/L^{-1}$.

Les concentrations de mercure dans le sang ont été analysées chez des enfants habitant Vancouver dans le cadre d'une étude qui évaluait l'exposition au mercure chez les enfants de sous-groupes de population dont les habitudes alimentaires traditionnelles incluent le poisson (Innis et al., 2006). Un groupe multiethnique de 201 enfants âgés de 1,5 à 5 ans a été recruté pour l'étude de 2003 à 2004 (56 Caucasiens, 68 Chinois, 17 Asiatiques du sud et du sud-est, 17 membres de Premières nations, 14 hispaniques, 6 originaires du Moyen-Orient, 18 d'ethnies mixtes et 5 dont l'ethnie n'est pas fournie). La concentration médiane de mercure dans le sang était de 0,92 µg/L^{-15*} pour tous les participants combinés. La concentration médiane de mercure dans le sang des enfants chinois était de 2,14 µg/L-16*, ce qui est considérablement plus élevé que les concentrations médianes des enfants caucasiens et des enfants d'autres ethnies.

^{5*6*} Nanomoles par litre (nmol/L) converties selon les lignes directrices énoncées à l'annexe A.

TABLEAU 14.5 Dépassements selon l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé^{*} Dépassements estimatifs de la valeur recommandée pour le mercure total dans le sang pour des groupes sélectionnés de populations canadiennes

Population et âge	Valeur recommandée proposée	Pourcentage de population dépassant la valeur recommandée
Femmes, y compris les femmes enceintes (âgées de 16 à 49 ans)	8 μg/L ⁻¹	2,22*
Femmes, y compris les enfants et les femmes enceintes (âgées de 6 à 49 ans), hommes (âgés 18 ans ou plus)	8 μg/L ⁻¹	1,61*

^{*} Santé Canada, analyse spéciale, 2011 (non publiée)

respectivement de 0,18 μ g/L^{-17*} et de 0,70 μ g/L^{-18*}. Les auteurs ont fourni une comparaison avec l'équivalent sanguin calculé (5.8 µgL-1: voir Schober et al., 2003) de la dose de référence recommandée par l'Environmental Protection Agency des États-Unis pour le méthylmercure de 0.1 μα/kg⁻¹ par jour⁻¹ (Rice. Schoeny, Mahaffey, 2003). Les auteurs ont noté que sur 201 enfants, 12 présentaient des concentrations de mercure dans le sang dépassant l'équivalent sanguin de 5,8 µg/L⁻¹. Ces 12 enfants étaient tous d'origine chinoise. Les principales sources du poisson consommé par les enfants chinois étaient des poissons importés plutôt que des poissons locaux. Les auteurs concluent à l'unanimité que les concentrations de mercure dans le sang des enfants peuvent différer selon l'ethnie et probablement refléter les différences alimentaires.

Les études de biosurveillance menées auprès du groupe de population asiatique au Canada sont peu nombreuses, mais les données semblent indiquer que les Canadiens d'origine asiatique et les Canadiens d'autres groupes ethniques ou qui immigrent de pays où l'on consomme des quantités de poisson relativement élevées risquent davantage d'être exposés au mercure que la population en général. Ces résultats donnent à penser que davantage de surveillance est nécessaire auprès de ces populations.

14.3.3.3 Pêcheurs à la ligne et consommateurs de poisson de sport

La pêche et la consommation de poisson sont souvent des aspects importants du mode de vie et de l'alimentation des personnes qui vivent dans des collectivités à proximité des rivières, des lacs ou des océans. En conséquence, ces groupes risquent davantage de subir une exposition supérieure au mercure en raison de la fréquence accrue de leur consommation de poisson. La contamination au mercure est à l'origine d'une grande partie des avis relatifs à la consommation de poissons issus de la pêche sportive. Les données sur les concentrations de contaminants dans les poissons pêchés localement servent à créer des avis relatifs à la consommation de poissons de sport qui fournissent au public des renseignements sur les quantités de certaines espèces de poisson de sport qu'on peut consommer sans danger.

Une étude a été menée après de pêcheurs à la ligne et de consommateurs de poisson de sport de l'Ontario détenant un permis dans deux collectivités du lac Ontario (n=232) en 1992 et 1993 : Cornwall et Mississauga. Les enquêteurs ont découvert que 176 des 232 pêcheurs à la ligne consommaient leurs prises et que la quantité médiane de repas de poisson de sport par année était de 34,2 pour les participants de Cornwall et de 10,9 pour les participants de Mississauga. On a détecté du mercure dans 87 % des échantillons sanguins, et la concentration moyenne de mercure était de 2,2 µg/L-1 chez les consommateurs de poisson de sport de Cornwall et

^{7*8*} Nanomoles par litre (nmol/L) converties selon les lignes directrices énoncées à l'annexe A.

TABLEAU 14.6 Dépassements relevés dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord. Dépassements de la valeur recommandée pour le mercure dans le sang maternel

			Mercure (total)			
Région, ethnie	Taille d'échantillon	Année	Pourcentage d'échantillons qui dépassent 8 µgL-1*	Pourcentage d'échantillons qui dépassent 20 µgL-1†		
Région de Baffin au	30	1997	53,3	10,0		
Nunavut, Inuits	100	2005-2007	20,0	2,0		
Inuvik, Inuits	30	1998-1999	10,0	3,3		
,	54	2005-2006	1,9	0,0		
Inuvik, Dénes et Métis	42	1998-1999	0,0	0,0		
muvik, benes et wete	19	2005-2006	0,0	0,0		
Inuvik, non-Autochtones	22	1998-1999	0,0	0,0		
mavin, non raccomonos	6	2005-2006	0,0	0,0		
Nunavik, Inuits	11	1992	s.o.‡	36		
	25	1996	S.O.	20		
	53	1997	\$.0.	19		
	27	1998	\$.0.	3,7		
	16	1999	\$.0.	13		
	29	2000	\$.0.	17		
	19	2001	S.O.	26		
	31	2004	S.O.	6,5		
	42	2007	S.O.	2,1		

^{*} Santé Canada, analyse spéciale, 2011 (non publiée)

Mississauga combinés. La concentration moyenne de mercure chez les pêcheurs à la ligne qui ne mangeaient pas leurs prises était de 1,5 μg/L⁻¹. Les auteurs ont conclu que les concentrations de mercure de ce groupe étaient supérieures à celles d'autres populations des Grands Lacs, mais inférieures à celles des autres populations canadiennes qui consomment fréquemment du poisson (Cole *et al.*, 2004).

En 2003, on a évalué l'exposition au mercure provenant du poisson chez des participants de collectivités riveraines dans deux écosystèmes du Québec : celui du lac Saint-Pierre, un lac fluvial du Saint-Laurent en aval de Montréal, et celui de trois lacs boréaux de la région de l'Abitibi. En tout, 238 adultes ont participé à l'étude, soit 121 de la région de l'Abitibi et 117 de la région du lac Saint-

Pierre. Les concentrations de mercure dans le sang et dans les cheveux ont été évaluées. Dans la région du lac Saint-Pierre, le 75^e centile de concentration de mercure dans le sang était de 3,30 µg/L⁻¹, pour un 75° centile de concentration dans les cheveux de 1,04 μg/g⁻¹. En Abitibi, le 75^e centile de concentration de mercure dans le sang était de 8,30 µg/L-1, pour un 75° centile de concentration dans les cheveux de 1,71 µg/g⁻¹. On a établi une association positive entre la fréquence de consommation de poisson d'eau douce frais (et non la consommation totale de poisson) et les indicateurs biologiques de mercure. De même, l'absorption estimative de mercure provenant des prises d'eau douce ainsi que de la consommation totale de poisson (y compris les poissons et fruits de mer achetés au marché) a été associée positivement aux concentrations de mercure mesurées. Au bout

[†]Donaldson et al,. 2010

[‡]Données non disponibles

du compte, on a conclu que les personnes habitant la région des lacs d'Abitibi étaient davantage exposées au mercure que celles de la région du lac Saint-Pierre (Abdelouahab *et al.*, 2008).

Afin de répondre aux questions sur les possibles fluctuations saisonnières de l'exposition au mercure chez les pêcheurs sportifs, une autre étude québécoise a évalué l'exposition saisonnière au mercure. On a recruté pour l'étude 31 pêcheurs sportifs caucasiens de sexe masculin de la centrale hydroélectrique de la baie James. Les auteurs ont indiqué que les concentrations moyennes dans le sang et dans les cheveux augmentaient considérablement pendant la saison de pêche (de juin à novembre). Les concentrations dans le sang sont passées de 4,39 μg/L^{-19*} à 7,13 μg/L^{-1*}, tandis que les concentrations dans les cheveux passaient de 1,4 μg/g⁻¹ à 2,8 μg/g⁻¹, pendant la saison de la pêche (Bélanger *et al.*, 2008).

Un groupe différent composé de 23 pêcheurs sportifs non autochtones (4 femmes et 19 hommes) du nord du Québec a participé à une étude visant à évaluer l'exposition quotidienne au méthylmercure à l'aide de deux méthodes. L'étude a eu recours à un questionnaire alimentaire ainsi qu'à une modélisation toxicocinétique basée sur les concentrations de mercure mesurées. Les participants ont été recrutés à la centrale hydroélectrique de la baie James et ont fourni des échantillons de cheveux et de sang aux fins d'analyse. Les auteurs ont indiqué des concentrations movennes de mercure dans les cheveux de 1,2 µg/g⁻¹ en avril, de 1,1 μ g/g⁻¹ en mai, de 1,3 μ g/g⁻¹ en juin et de 1.5 ug/g⁻¹ en juillet. La concentration movenne de mercure dans le sang était de 8,0 µg/L-1. Dans l'ensemble, l'étude a conclu qu'il est possible qu'on ait surestimé la dose journalière de méthylmercure selon les questionnaires alimentaires, laissant supposer qu'on devrait envisager l'évaluation des méthodes utilisées pour répondre aux préoccupations de santé publique (Noisel et al., 2011).

14.3.3.4 Femmes enceintes, femmes en âge de procréer et nourrissons

Les enfants risquent davantage de subir des effets nocifs sur la santé découlant de certains contaminants de l'environnement en raison de plusieurs facteurs physiologiques. Ainsi, une exposition à la même quantité de contaminants que les adultes se traduira par une dose supérieure chez un enfant à cause de sa plus petite taille (ATSDR, 1999). En ce qui concerne le méthylmercure, le développement neurologique au stade de fœtus et pendant la petite enfance constituent des périodes critiques de vulnérabilité à l'exposition, de sorte que les fœtus et les jeunes enfants sont, par nature, plus vulnérables que les adultes aux effets sur la santé. Les études de biosurveillance ciblant des femmes enceintes, des femmes en âge de procréer, des nourrissons et des enfants fournissent toutes la mesure du degré d'exposition au mercure des fœtus et des enfants. Les études canadiennes concernant ces groupes et qui n'ont pas été mentionnées dans les sections précédentes sont examinées ici.

L'Étude mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement (MIREC) est une étude de recherche nationale pluriannuelle à laquelle ont participé environ 2 000 femmes enceintes du sud du Canada. Cette étude fournira des données de référence qui pourront étayer l'évaluation des risques pour la santé. Les femmes ont été recrutées pendant le premier trimestre de leur grossesse et suivies tout au long de celle-ci et jusqu'à huit semaines après leur accouchement. Le dernier enfant de l'étude MIREC est né en octobre 2011 et les premiers résultats devraient être publiés en 2013. Les principaux objectifs de cette étude se divisent en trois volets (Santé Canada, 2010b) :

- Évaluer la mesure dans laquelle les femmes enceintes et leurs bébés sont exposés aux composés chimiques de l'environnement.
- 2. Évaluer les risques de santé liés à la grossesse, le cas échéant, qui découlent de l'exposition aux métaux lourds (plomb, mercure, cadmium, arsenic et manganèse).
- Mesurer les concentrations dans le lait maternel de substances chimiques de l'environnement, de certains éléments nutritifs bénéfiques et de certaines composantes immunologiques.

Nanomoles par litre (nmol/L⁻¹) converties selon les lignes directrices énoncées à l'annexe A.

On a prélevé des échantillons de sang, d'urine et de lait maternels, ainsi que sang ombilical et de méconium (premières selles du nouveau-né), afin de les analyser pour détecter plusieurs produits chimiques, dont le mercure. Les résultats de cette étude fourniront de précieux renseignements sur l'exposition au mercure chez le fœtus et l'enfant.

Avant la mise en œuvre de l'étude MIREC, d'autres études menées auparavant au Canada ont fourni des données sur l'exposition au mercure chez les femmes enceintes, les femmes en âge de procréer et les nourrissons. Par exemple, des données sur la concentration de mercure dans les cheveux sont disponibles pour un échantillon de femmes en âge de procréer de l'Ontario, dont certains d'origine asiatique. Trois groupes de femmes ont été examinés de 2006 à 2009 : celles qui ont appelé le programme Motherisk pour obtenir des renseignements sur la consommation de poisson pendant la grossesse (n=22); des Ontariennes d'origine japonaise consommant fréquemment du poisson (n=23) et des Canadiennes qui n'ont pas demandé de conseils sur la consommation de poisson (n=20). On a aussi recueilli des données alimentaires sur les types de poissons consommés et la fréquence de consommation. Selon ces renseignements, les doses mensuelles de mercure ont été calculées. Les données de cette étude semblent indiquer une forte corrélation entre le nombre de repas de poisson et les concentrations de mercure dans les cheveux, de même qu'entre les quantités de mercure consommées et les concentrations de mercure dans les cheveux. Le groupe de Japonaises a déclaré consommer le plus grand nombre de repas de poisson, soit une fréquence médiane de 10 repas par mois, ce qui dépasse considérablement les fréquences indiquées par les femmes ayant fait appel au programme Motherisk, qui correspondent à une fréquence médiane de deux repas de poisson par mois pendant la grossesse et de quatre repas de poisson par mois avant la grossesse. Ces renseignements sont corrélés avec les concentrations médianes de mercure dans les cheveux des trois groupes de femmes distincts. La concentration médiane de mercure dans les cheveux des participantes japonaises (1,7 µg/g)-1 s'est avérée considérablement supérieure à celle des femmes ayant fait appel au programme Motherisk (0,4 µg/g⁻¹)

et à celle des Canadiennes qui n'ont pas demandé de conseils sur la consommation de poisson [0,2 μg/g⁻¹] (Schoeman *et al.*, 2010).

Par ailleurs, une étude pilote sur la maternité dans le sud du Canada a présenté les données de cinq centres canadiens où des primipares (femmes dont ce sera le premier accouchement) ont été recrutées entre décembre 2005 et août 2007 dans le cadre d'une étude de biosurveillance trinationale dirigée par la Commission de coopération environnementale (CCE). L'étude visait à documenter l'exposition aux contaminants environnementaux chez les primipares au Canada et au Mexique, et chez les femmes en âge de procréer aux États-Unis (CCE, 2011). Un échantillon de commodité composé de primipares a été recruté auprès de cing centres représentant la côte est (Halifax), la côte ouest (Vancouver), l'est du Canada (Hamilton, principalement des travailleuses industrielles, et Ottawa, principalement des employées de bureau) et l'ouest du Canada (Calgary). On a mesuré du mercure dans 93 % des échantillons prélevés, à une concentration sanguine moyenne de 0,46 μg/L⁻¹ (n=93). La concentration moyenne de mercure dans le sang était plus élevée chez les mères nées à l'étranger (0,88 µg/L-1; n=16) que chez les mères nées au Canada (0,40 µg/L-1; n=77). On a aussi examiné des différences régionales selon le centre canadien chez les mères nées au Canada : la plus haute concentration moyenne a été mesurée à Vancouver (0,92 µg/L⁻¹; n=13) et la plus basse, à Ottawa (0,27 µg/L-1; n=8). Cependant, il a été déterminé que les différences de concentrations dans le sang selon le lieu de naissance ou le centre canadien n'étaient pas significatives sur le plan statistique après ajustement des données selon l'âge et l'indice de masse corporelle (Foster et al., 2012).

Afin d'examiner l'exposition au méthylmercure chez les femmes en âge de procréer pouvant y avoir été davantage exposées en raison de leurs choix alimentaires, on a mené une étude en 1995-1996 pour évaluer l'exposition aux contaminants de pêcheuses sportives du fleuve Saint-Laurent. L'étude comptait aussi des pêcheurs sportifs dont les épouses en âge de procréer consommaient des quantités similaires de poisson de sport. On a recruté pour l'étude des femmes adultes (n=11) âgées de moins de 45 ans

ainsi que 22 hommes substituts. Les femmes et les hommes ont été divisés en deux groupes selon leur consommation élevée ou faible de poisson. Comme le groupe de femmes affichant une consommation élevée de poisson ne comptait que trois participantes, les auteurs ont indiqué les valeurs de chacune : $5,80 \mu g/L^{-1}$, $6,40 \mu g/L^{-1}$ et $7,60 \mu g/L^{-1}$. La concentration moyenne de mercure des femmes ayant une faible consommation de poisson était de 1,36 µg/L-1 (n=8). Du côté des hommes substituts, la concentration moyenne était de 1,09 μg/L-1 (n=17) pour le groupe à faible consommation et de 1,32 μ g/L⁻¹ (n=5) pour le groupe à consommation élevée. L'étude a consigné quelques données de biosurveillance sur les femmes, mais les conclusions ont dû être tirées d'un bassin de femmes avant une consommation élevée de poisson très restreint (seulement trois femmes respectaient tous les critères de sélection). Néanmoins, on note dans cette étude que très peu de femmes en âge de procréer de la région de Montréal consomment fréquemment, ou pendant des périodes prolongées, du poisson de sport pêché localement (Nadon, Kosatsky et Przybysz, 2002).

Dans le cadre d'une autre étude portant sur des personnes résidant à proximité du réseau hydrographique du fleuve Saint-Laurent, on a évalué l'exposition au mercure chez les femmes enceintes dans le sud du Québec pendant les trois trimestres de grossesse. L'étude analysait les variations temporelles de l'exposition au mercure tout au long de la grossesse, ainsi que les relations entre les concentrations de mercure dans le sang maternel, le sang ombilical et les cheveux maternels, et la consommation de poisson provenant de diverses sources avant et pendant la grossesse. Les participantes n'ont pas toutes été en mesure de fournir des échantillons sanguins chaque trimestre, de sorte que le nombre d'échantillons varie de 39 à 147 par période d'échantillonnage; on a aussi prélevé 92 échantillons de sang ombilical. Les concentrations de mercure dans le sang ont diminué tout au long de la grossesse, soit des concentrations movennes de 0,85 µg/L⁻¹ au premier trimestre, de 0,56 μg/L⁻¹ au deuxième trimestre et de 0,48 μg/L⁻¹ à l'accouchement. La concentration moyenne de mercure dans le sang ombilical était de 0,52 µg/L-1. Les concentrations dans le sang et les cheveux

maternels ont été corrélées; en outre la concentration dans les cheveux maternels est fortement prédictive de la fraction de mercure organique dans le sang ombilical. L'étude a illustré une forte relation doseréaction entre les expositions au mercure de la mère et du nouveau-né et la consommation de poisson avant et pendant la grossesse. Les poissons achetés au marché ont constitué des sources d'exposition au mercure plus importantes que les poissons frais pêchés dans le fleuve Saint-Laurent (Morrissette et al., 2004).

Dans le cadre d'une plus vaste étude examinant l'exposition pendant l'enfance, on a recruté des nouveau-nés dans les 10 régions administratives du Québec entre juin 1993 et janvier 1995. On a prélevé au total 1 109 échantillons de sang ombilical. La concentration moyenne de mercure était de 0,966 µg/L^{-110*}. La concentration moyenne de mercure chez les nourrissons nés de mères des régions côtières était de 1,6 à 3,0 fois plus élevée que celle des nourrissons nés de mères vivant dans des régions urbaines, suburbaines et rurales. Une relation statistiquement significative a été établie entre l'âge de la mère et la concentration dans le sang ombilical, selon laquelle la concentration sanguine augmente avec l'âge de la mère (Rhainds *et al.*, 1999).

14.3.4 Dépassements des valeurs maximales recommandées pour le mercure

Les données sur la population de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé, de la Commission de coopération environnementale et du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord sont présentées par rapport aux valeurs maximales recommandées pour le mercure décrites à la section 14.3.1. Les proportions des groupes sélectionnés de population canadienne générale dont les concentrations dépassent les valeurs maximales recommandées pour le mercure sont des estimations basées sur les données du cycle 1 de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé. Selon ces données, on estime que seulement 1,61 % des

Nanomoles par litre (nmol/L-1) converties selon les lignes directrices énoncées à l'annexe A.

femmes enceintes, des femmes en âge de procréer et des enfants canadiens, inclusivement, dépassent la valeur maximale recommandée pour le mercure de 8 μg/L⁻¹ (tableau 14.5), alors que 2,22 % des femmes enceintes et des femmes en âge de procréer, inclusivement, dépassent cette valeur (Santé Canada, 2011, analyse spéciale). Ces données laissent entendre qu'au Canada, seul un très petit pourcentage de femmes en âge de procréer et d'enfants ont des concentrations de mercure dans le sang susceptibles de nécessiter des tests de suivi, des conseils diététiques ou d'autres mesures.

L'étude antérieure réalisée par la Commission de coopération environnementale de 2005 à 2007 et dans laquelle on a examiné un échantillon de commodité de 93 primipares de cinq centres canadiens n'a découvert aucune concentration sanguine qui dépassait la valeur recommandée proposée de 8 µg/L-1. On ne peut généraliser ces résultats à l'ensemble de la population canadienne de primipares, mais ces données laissent croire que l'exposition au méthylmercure pourrait être faible dans ce groupe de population.

Les initiatives de biosurveillance menée dans l'Arctique canadien ont permis de mieux comprendre les modifications de l'exposition humaine au méthylmercure. Les résultats des enquêtes de référence réalisées de 1997 à 1999 ont été comparés aux résultats des études de suivi menées de 2005 à 2007. Ces études ont eu recours à un échantillon de commodité volontaire, dont les groupes d'échantillonnage variaient de 6 à 100 femmes enceintes de diverses régions. La région de Baffin au Nunavut a observé une diminution du pourcentage de mères inuites dont les concentrations de mercure dans le sang dépassaient la valeur recommandée nouvellement proposée de 8 µg/L⁻¹ (tableau 14.6). En 1997, une proportion de 53,3 % des mères inuites avait des concentrations qui dépassaient la valeur recommandée de 8 μg/L⁻¹; cette proportion avait diminué à 20 % pendant l'étude de suivi mené de 2005 à 2007. On a également observé une diminution chez les mères inuites d'Inuvik. En 1998 et 1999, la proportion de ces femmes dépassant la valeur recommandée proposée de 8 μg/L-1 était de 10 %, puis elle avait diminué à 1,9 % pendant le suivi de

2005 et 2006. Aucune des mères dénées et métisses et non autochtones habitant à Inuvik et qui faisaient partie de l'échantillon ne dépassaient la valeur recommandée proposée de $8 \mu g/L^{-1}$ de concentration dans le sang pendant les deux enquêtes (1998-1999 et 2005-2006).

Dans les échantillons prélevés entre 2005 et 2007, seulement 0 à 2,1 % des mères étudiées dans les régions du Nunavik, de Baffin au Nunavut et d'Inuvik dépassaient la valeur maximale de 20 µg/L⁻¹ recommandée actuellement par Santé Canada pour la population générale. Ces résultats représentent une diminution de 0 à 36 % par rapport aux échantillons prélevés de 1992 à 1999 qui dépassaient la valeur recommandée.

14.3.5 Synthèse : Surveillance de l'exposition au mercure chez les Canadiens

Les données présentées dans cette section ont été recueillies dans plusieurs études de biosurveillance récentes et en cours au Canada. Des données historiques montrant les modifications des concentrations de mercure sont présentées à l'annexe A. Selon les données estimatives de dépassement de la valeur recommandée chez la population canadienne en général produites dans le cadre du cycle 1 de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé, le pourcentage de femmes enceintes, de femmes en âge de procréer et d'enfants qui dépassent la valeur recommandée récemment proposée de 8 µg/L⁻¹ est faible.

S'il est vrai que les différences dans la conception des études de biosurveillance et la méthode d'échantillonnage nuisent à la capacité de comparaison directe des résultats, les études de biosurveillance sur des sous-populations permettent d'évaluer l'exposition des groupes potentiellement plus exposés et des populations vulnérables (un tableau résumant la biosurveillance des sous-populations est présenté à l'annexe C). Les concentrations de mercure présentent chez certaines personnes des sous-populations peuvent être supérieures à celles de la majorité de Canadiens.

Les concentrations de mercure supérieures relevées chez les sous-populations découlent généralement des habitudes alimentaires locales et de la tendance culturelle à consommer des poissons et autres aliments prélevés dans la nature, en particulier des fruits de mer et des mammifères marins. Par exemple, les Inuits examinés dans l'est de l'Arctique canadien présentent les concentrations de mercure les plus élevées parmi les populations étudiées à ce jour. On observe aussi des concentrations de mercure élevées dans d'autres groupes ayant une alimentation riche en poissons et en fruits de mer, notamment les Canadiens d'origine asiatique et les pêcheurs sportifs. Selon cet examen de certaines récentes études de biosurveillance basées sur les populations, d'autres recherches sont nécessaires dans le domaine pour vérifier l'exposition au mercure des sous-populations. en particulier les groupes qui consomment du poisson comme source nutritionnelle principale. Par ailleurs, les activités de biosurveillance auprès de ces populations fourniront des renseignements utiles qui étayeront la rédaction des futurs avis relatifs à la consommation de poissons de sport et d'aliments prélevés dans la nature. La consommation de poisson comporte plusieurs avantages et dans certains cas, ces bienfaits l'emportent sur les risques (section 14.5).

En dehors des collectivités autochtones, très peu d'études ont été menées pour évaluer l'exposition au mercure des groupes vulnérables, comme les nourrissons et les enfants. Les nourrissons et les enfants de moins de six ans peuvent être plus vulnérables à l'exposition au mercure parce qu'ils sont en période de développement neurologique intense. Le deuxième cycle de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé, dont la collecte de données a eu lieu de septembre 2009 à décembre 2012, vise à combler cette lacune dans les connaissances par l'inclusion d'un groupe d'enfants de trois à cing ans aux fins de prélèvement d'échantillons de sang et d'urine. De plus, les niveaux de mercure chez les femmes enceintes, les fœtus et les nouveau-nés seront consignés dans les résultats de l'étude MIREC. Les données sur les dépassements des études menées dans l'Arctique canadien chez les mères autochtones ont démontré que les concentrations de mercure chez les mères ont diminué au fil du

temps. D'autres études semblent indiquer que les nourrissons nés de mère habitant des régions côtières ou à proximité des cours d'eau présentent des concentrations de mercure dans le sang plus élevées que ceux nés de mères habitant dans des régions urbaines, suburbaines et rurales, ce qui pourrait attribuable aux différences régionales du régime alimentaire.

Les programmes de biosurveillance doivent se poursuivre pour recueillir des données sur différents groupes afin de mieux surveiller l'exposition au méthylmercure de tous les habitants du Canada et de soutenir les activités de gestion des risques pour les populations davantage exposées et les groupes vulnérables. Des données de biosurveillance humaine sont actuellement recueillies afin d'évaluer l'exposition aux contaminants chez les Canadiens et d'établir des niveaux de référence pour aider les enquêteurs dans l'évaluation de l'exposition à l'avenir. Les données générées à partir d'études comme l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé et d'autres études axées sur la recherche, comme l'étude MIREC, continueront de fournir de précieux renseignements de surveillance. Les programmes de surveillance des concentrations de contaminants chez les peuples autochtones du Canada ont été mis en œuvre bien avant, tout comme les programmes relatifs aux personnes vivant à proximité des réseaux hydrographiques du fleuve Saint-Laurent, des Grands Lacs et de la baie James. On a reconnu que ces personnes étaient couramment exposées à des concentrations de mercure plus élevées comparativement à la population en général en raison de leur régime alimentaire riche en aliments locaux prélevés dans la nature. Les études nordiques soutenues par le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord et les initiatives des Premières nations devraient continuer de fournir de précieux renseignements de santé publique sur l'exposition aux contaminants, y compris le méthylmercure, chez les collectivités autochtones. La surveillance continue sous forme d'études de suivi est nécessaire pour tous les groupes dont il a été question dans cette section. Cette surveillance est particulièrement importante dans l'Arctique canadien afin de mieux comprendre les tendances temporelles de l'exposition au méthylmercure. La combinaison

des études de biosurveillance, des questionnaires sur la fréquence de consommation des aliments et des enquêtes sur les habitudes de vie, associée à des conceptions d'étude appropriées, peut procurer aux chercheurs d'autres données et observations sur les sources d'exposition possibles.

14. 4 EFFETS SUR LA SANTÉ HUMAINE

Cette section vise à présenter le contexte des études sur l'exposition humaine décrites précédemment (section 14.3). Le méthylmercure est facilement absorbé et réparti dans tout le corps. La détection d'une quantité mesurable de mercure dans le sang est un indicateur d'exposition au mercure, mais ne signifie pas nécessairement que des effets nocifs sur la santé se produiront. Cependant, le système nerveux en développement est le système organique le plus vulnérable à l'exposition au méthylmercure. ce qui fait que les nourrissons et les enfants sont les groupes qui courent le plus de risques de subir des effets indésirables pour la santé (Inskip et Piotroski, 1985; ATSDR, 1999; Conseil national de recherches Canada, 2000; PNUE, 2002; Clarkson et Magos, 2006; Gouvernement du Canada, 2010;). Toutefois, les effets néfastes sur la santé seront plus ou moins graves selon le degré et la durée d'exposition au méthylmercure. La présente section se concentre sur l'état de la science à l'égard des effets sur la santé liés à l'exposition au méthylmercure. Par ailleurs, il existe certaines recherches relatives aux effets sur la santé humaine liés à l'exposition au mercure inorganique. Bien qu'on n'en fasse pas état ici, il existe des examens résumant les effets sur la santé humaine de l'exposition au mercure inorganique (p. ex., Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, 2011).

14.4.1 Effets neurotoxiques chez les adultes

La première étude épidémiologique menée en vue d'évaluer les effets sur la santé humaine associés à l'exposition au mercure découle d'un incident

d'exposition généralisée au mercure dans la baie de Minamata au Japon, entre 1953 et 1960. La baie a été contaminée au mercure à cause des effluents générés par une usine chimique locale (PNUE, 2002). Les résidents ont été exposés à de hauts niveaux de méthylmercure comme en faisaient foi des concentrations de mercure dans leurs cheveux allant de 50 à 700 µg/g, ce qui est supérieur à ce qu'on pourrait observer dans la population en général (PNUE, 2002). Les signes cliniques de neurotoxicité du mercure généralement observés chez les adultes sont la paresthésie (sensation de fourmillement), l'ataxie, des troubles sensoriels, des tremblements, des déficiences auditives et de la difficulté à marcher. Un examen macroscopique du cerveau durant l'autopsie a révélé une sévère atrophie chez les personnes exposées à des niveaux très élevés de méthylmercure. On a aussi observé des effets congénitaux sur la santé, comme en témoignent des enfants nés avec une condition similaire à l'infirmité motrice cérébrale de mères qui n'affichaient aucun symptôme d'exposition au mercure. On a découvert que ces symptômes découlaient principalement de la consommation de poissons et de fruits de mer contaminés provenant de la baie (PNUE, 2002). La maladie de Minamata a été reconnue au milieu des années 1950 et fait référence aux signes et symptômes cliniques démontrés par le système nerveux central à la suite d'une exposition au mercure (PNUE, 2002). Une évaluation rétrospective des données recueillies auprès des résidents associés à la maladie de Minamata a démontré que certains effets neurologiques ont été signalés chez des personnes dont la concentration de mercure dans les cheveux était inférieure à 50 µg/g⁻¹, soit le niveau que l'Organisation mondiale de la Santé considérait au départ comme représentant le seuil au-delà duquel les effets devenaient détectables chez les adultes. En particulier, la perte de sensibilité périorale démontrait une dose-effet claire par rapport aux niveaux de mercure dans les cheveux (Yorifuji et al., 2009). En outre, toutes les personnes habitant la région de Minamata au moment où ces troubles neurologiques ont été diagnostiqués étaient également plus susceptibles de montrer des symptômes liés à des pertes de facultés intellectuelles ainsi qu'à des troubles de l'humeur et du comportement (Yorifuji et al., 2011).

Les résultats de l'exposition au méthylmercure sur la santé neurologique ont été confirmés durant deux incidents d'exposition généralisée au mercure en Iraq. Le premier cas est survenu au milieu des années 1950, alors qu'environ 1 000 personnes ont subi des effets néfastes après avoir consommé des grains de semence traités au moyen de fongicides contenant des composés d'alkylmercure. En 1972 est survenu un deuxième incident associé exclusivement à du méthylmercure au cours duquel 6 500 personnes ont été touchées, dont 459 sont décédées (PNUE, 2002). Ces personnes ont été exposées en consommant de la farine contaminée utilisée pour préparer des produits de boulangerie locaux. Contrairement à ce qui s'est produit lors de l'incident du Japon, ces expositions, bien qu'elles aient été de niveaux élevés, ont été de courte durée, se traduisant par une concentration médiane de 14,0 µg/g⁻¹ dans les cheveux (PNUE, 2002). Le symptôme prédominant observé chez les adultes irakiens, la paresthésie, est survenu environ 16 à 38 jours après l'ingestion de la source de nourriture contaminée.

Au Canada, en 1970, on a découvert que plusieurs personnes ayant mangé du poisson contaminé dans les collectivités autochtones de Whitedog (Wabeseemoong) et Grassy Narrows (Asubpeeschoseewagong), au nord de l'Ontario, présentaient de hautes concentrations de mercure dans le sang (Wheatley et Paradis, 1995). La concentration moyenne était de 77 µg/L⁻¹ à Whitedog et de 46 µg/L-1 à Grassy Narrows (Inskip et Piotroski, 1985). Même si les examens cliniques n'ont révélé aucun effet neurologique néfaste découlant de l'exposition au mercure et n'ont permis d'établir aucun diagnostic définitif, cet incident a mené le gouvernement du Canada à établir des programmes de biosurveillance ciblant les peuples autochtones qui continuent de respecter le mode de vie traditionnel et risquent davantage d'être exposés à des contaminants environnementaux, dont le méthylmercure (Inskip et Piotroski, 1985; Wheatley et al., 1997). Une enquête de suivi réalisée en 2002 a signalé que divers symptômes neurologiques subjectifs persistaient chez les résidents de Grassy Narrows, principalement des effets liés aux nerfs sensitifs des extrémités (Harada et al., 2005). Selon l'analyse du mercure dans les cheveux réalisée sur

47 des 57 sujets examinés dans le cadre de l'enquête, les concentrations de mercure dans leurs cheveux variaient de 0,11 à 18,1 μ g/g⁻¹ (pour une moyenne de 2,07 μ g/g⁻¹). Tout en mentionnant que les symptômes signalés sont caractéristiques d'un empoisonnement au méthylmercure, les auteurs reconnaissent que le vieillissement et des complications médicales existantes pourraient aussi avoir contribué à ces symptômes.

Même si les exemples donnés ci-dessus semblent indiquer que les adultes pourraient subir des effets néfastes à la suite d'une exposition à de hauts niveaux de mercure, de récentes études laissent croire qu'il existe des incohérences en ce qui concerne les effets de l'exposition au méthylmercure sur la santé humaine. Les études réalisées au cours des 10 dernières années ont donné à penser qu'il existe une possibilité de déficit neurologique attribuable à l'exposition au mercure chez les adultes. Cependant, les preuves ne sont pas concluantes en raison de rapports contradictoires. Dans le cadre d'une étude menée sur une population d'hommes adultes dans six villages le long de la rivière Cuiabá, à Baixada Cuiabana, au Brésil, les enquêteurs ont découvert que les concentrations de mercure dans les cheveux, allant de 0,56 μg/g-1 à 13.6 µg/g⁻¹, étaient associées à des modifications détectables dans les tests de motricité fine mesurant notamment la vitesse et la dextérité. L'apprentissage verbal et la mémoire étaient aussi légèrement perturbés et la gravité des effets observés augmentait parallèlement à la hausse des niveaux d'exposition au mercure, mais on ne peut établir clairement si ces observations cliniques sont le résultat d'une exposition survenue avant la naissance ou à l'âge adulte (Yokoo et al., 2003). D'autres études ont indiqué des effets liés à une diminution de la motricité et à des dysfonctions visuelles chez les populations de la région du bassin hydrographique de la rivière Tapajos, en Amazonie brésilienne, qui ont été exposées de manière chronique à des niveaux de méthylmercure relativement élevés en raison d'une alimentation riche en poisson. Les résultats initiaux de biosurveillance de ces populations ont démontré des concentrations de mercure dans les cheveux supérieures à 20 µg/g-1 (Berzas Nevado et al., 2010).

Les résultats de la Baltimore Memory Study donnent à penser que l'augmentation des concentrations de mercure dans le sang serait associée à la diminution de la mémoire, mais aussi à l'augmentation de la dextérité manuelle, indiquant que le mercure pourrait ne pas être associé à une performance neurocomportementale globale déficiente chez les adultes. Par ailleurs, la concentration médiane de mercure dans le sang indiquée dans cette étude concorde avec celle des populations qui ne consomment pas beaucoup de poisson, démontrant que de plus faibles niveaux d'exposition au mercure n'entraîneront pas nécessairement d'effets globaux néfastes chez les adultes (Weil et al., 2005). Des symptômes neuropsychiatriques ont été vaguement associés à l'exposition au mercure chez les consommatrices de poissons d'eau douce du Québec. mais pas chez les consommateurs, laissant croire que les effets de l'exposition au mercure pourraient différer selon le sexe (Philibert, Bouchard et Mergler, 2008).

Certaines études ont trouvé des preuves soutenant un lien de causalité entre l'exposition au méthylmercure et les déficits neurocognitifs chez les adultes. Un de ces rapports semble indiquer que des concentrations élevées de mercure dans le sang seraient associées à des résultats inférieurs aux tests de mémoire, de manipulation mentale et d'orientation. Cette étude examinait des adultes de 36 à 70 ans habitant près d'une ancienne usine de chloralcali en Chine, afin d'analyser les effets d'une exposition chronique au mercure sur les capacités cognitives des adultes (Chang et al., 2008). La neurotoxicité chez les adultes exposés au mercure a également été démontrée dans un groupe de femmes amérindiennes adultes habitant en Amazonie bolivienne. Des concentrations de mercure dans les cheveux supérieures à 5 µg/g⁻¹ ont été associées à plusieurs déficits neurologiques comme la paresthésie, un déséquilibre statique et dynamique et une faible coordination motrice (Benefice, Luna-Monrroy et Lopez-Rodriguez, 2010). Un nombre accru de cataractes liées à l'âge a également été rapporté chez les adultes de plus de 40 ans vivant dans le bassin hydrographique de la rivière Tapajos, en Amazonie brésilienne (Lemire et al. 2010). En 2005, Auger et al. ont signalé certaines preuves cliniques semblant indiquer que l'exposition

au mercure pourrait être associée à des anomalies neurologiques chez de jeunes adultes cris. Cependant, ces résultats n'ont pas été observés chez les adultes de plus de 40 ans et les auteurs ont laissé entendre que la consommation d'alcool était sous-estimée dans ce groupe et pourraient avoir influencé les résultats (Auger *et al.*, 2005).

Les données actuelles ne permettent pas d'attribuer un rôle conclusif au mercure en tant que facteur contribuant aux troubles neurocognitifs chez les personnes âgées. Aux îles Féroé, aucune association n'a été observée entre le développement de la maladie de Parkinson et l'exposition prénatale au mercure (Petersen et al., 2008). De plus, les résultats de l'Étude sur la santé et le vieillissement au Canada indiquent que les concentrations de mercure ne sont pas associées à la démence à l'âge adulte. Les résultats semblent plutôt indiquer que l'exposition dans le plus haut quartile est associée à un risque légèrement réduit de démence; néanmoins, cette observation pourrait découler des bienfaits associés à des niveaux supérieurs d'acides gras oméga-3 attribuables à une alimentation plus riche en poisson et possiblement liés à une meilleure santé neurologique (Kröger et al., 2009). Les résultats expérimentaux in vitro et les modèles animaux ont désigné le mercure comme un facteur de risque possible dans l'étiologie de certaines maladies neurodégénératives humaines, plus particulièrement la maladie de Parkinson et la maladie d'Alzheimer. Le stress oxydatif et les processus neuroinflammatoires qui participent au développement de ces deux maladies pourraient être induits ou exacerbés par l'exposition au mercure (Monnet-Tschudi et al., 2006).

Les effets du mercure sur le plan de l'épigénétique et du polymorphisme des gènes ont été proposés comme domaine de recherche futur. Par exemple, certains polymorphismes des gènes combinés à un faible niveau d'exposition au mercure ont été associés à des déficits des fonctions cognitives et motrices chez les adultes (Rooney, 2011)

14.4.2 Effets neurotoxiques sur la santé des enfants à la suite d'une exposition prénatale

Les connaissances relatives aux effets sur la santé neurologique des enfants d'une exposition prénatale au méthylmercure émanent de deux études épidémiologiques, l'une menée dans les îles Féroé et l'autre dans les Seychelles (Davidson *et al.*, 1998; Grandjean *et al.*, 1998; ATSDR, 1999; Conseil national de recherches Canada, 2000; PNUE, 2002). D'autres données sont également fournies par une troisième étude épidémiologique réalisée en Nouvelle-Zélande (Crump *et al.*, 1998). Néanmoins, comme les conclusions de cette dernière étude sont hautement influencées par les résultats d'un seul enfant, cette cohorte est généralement considérée comme moins pertinente (Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, 2003).

La culture de la pêche domine les îles Féroé, où la principale source d'exposition au méthylmercure est la consommation intermittente de viande de globicéphale, qui est réputée présenter des niveaux de mercure supérieurs à ceux des espèces de poisson de plus petite taille (ATSDR, 1999). À la fin des années 1990, on a publié des rapports relatifs aux effets du mercure sur les enfants basés sur une cohorte de 1 022 enfants nés entre 1986 et 1987 dans les îles Féroé (Grandjean et al., 1997; Grandjean et al., 1998). Quand les enfants étaient âgés d'environ sept ans, ils ont fait l'objet d'une batterie de tests neuropsychologiques axés sur leur coordination motrice, leurs habiletés perceptuelles motrices et leur acuité visuelle. Les tests ont principalement indiqué des déficits dans les domaines du langage, de l'attention et de la mémoire attribuables à une exposition prénatale au mercure (Grandjean et al., 1997; Grandjean et al., 1998; ATSDR, 1999).

Au contraire, les études des Seychelles, où les gens consomment divers fruits de mer, n'ont relevé aucun effet nocif sur la santé associé au méthylmercure. La Seychelles Child Development Study (SCDS) n'a permis de relever chez les enfants de 5,5 ans aucun déficit neurodéveloppemental attribuable à une exposition prénatale au méthylmercure, en dépit de

tests réalisés auprès de groupes d'enfants d'âge similaire en vue d'obtenir des résultats cliniques similaires (Davidson *et al.*, 1998; ATSDR, 1999).

Tant les Sevchellois que les Féroïens consomment de grandes quantités de poisson, mais les variétés se retrouvant dans le régime alimentaire des Seychellois pourraient expliquer les différences observées entre les deux groupes sur le plan des effets sur la santé (Myers et Davidson, 1998; ATSDR, 1999). Un échantillonnage de poissons locaux des Seychelles a indiqué que les niveaux de mercure dans le poisson étaient similaires à ceux qu'on observe en Amérique du Nord, ce qui démontre que l'exposition supérieure au mercure dans cette population ne découle pas d'une contamination supérieure des fruits de mer. mais de la consommation de poisson plus fréquente et en plus grande quantité (Davidson et al., 1998; ATSDR, 1999). Les concentrations observées chez les Seychellois concordent davantage avec une exposition chronique à de faibles niveaux, alors qu'on observe chez les Féroïens une exposition plus aiguë découlant de la consommation intermittente d'espèces marines contenant des niveaux supérieurs de mercure, comme le globicéphale (Myers et Davidson, 1998; ATSDR, 1999).

Les données divergentes provenant de ces études peuvent également s'expliquer, en partie, par les différences dans les biomarqueurs d'exposition (cheveux maternels dans les Seychelles contre sang ombilical dans les îles Féroé), les types de tests neurocomportementaux et l'âge auguel les tests ont été réalisés (Jedrychowski et al., 2006; Mergler et al., 2007). D'autres hypothèses ont aussi été avancées, comme un apport en substances nutritives dans le régime alimentaire qui modifierait le métabolisme ou la toxicité du mercure (Passos et al., 2003). Grandjean et Budtz-Jørgensen (2010) ont aussi souligné l'incidence du total d'imprécision des mesures de chaque biomarqueur (30 % pour le sang ombilical et 45 % pour les cheveux maternels de pleine longueur) en raison des sources de variation biologique ou préanalytique (qui s'ajoute à l'imprécision de laboratoire d'au plus 5 %). Dans l'ensemble, la modélisation dose-effet utilisant les données compilées en Nouvelle-Zélande, dans les îles Féroé et les Seychelles laisse entendre que des

niveaux supérieurs d'exposition au mercure avant la naissance (cheveux maternels) seraient associés à des diminutions des résultats du quotient intellectuel des enfants (Cohen *et al.*, 2005a; Axelrad *et al.*, 2007).

Les études de suivi de la cohorte des Seychelles ont continué d'indiquer une absence d'association significative entre l'exposition au méthylmercure avant la naissance (estimée à partir des cheveux maternels) et les déficits neurologiques chez les enfants (Myers et al., 2003; van Wijngaarden et al., 2006; Davidson et al., 2008a; van Wijngaarden et al., 2009; Davidson et al., 2010). On a administré une batterie de tests neuropsychologiques aux enfants de neuf ans participant à la Seychelles Child Development Study afin d'évaluer leurs fonctions neurocognitives. langagières, mémorielles, motrices, sensori-motrices et comportementales. Cette étude indiquait qu'une exposition accrue au mercure était associée à une diminution des fonctions motrices chez les garçons, mais les enquêteurs ont observé de meilleurs résultats sur le plan de l'attention soutenue. Ces résultats sont conformes aux constatations initiales de cette cohorte et fournissent une autre preuve que la consommation de poisson de cette population ne semble pas poser de risque accru de présenter des anomalies du développement neurologique (Myers et al., 2003). Les données de ce suivi ont par la suite servi à calculer une dose de référence pour le méthylmercure (van Wijngaarden et al., 2006). Les enquêteurs ont utilisé plusieurs modèles sur 26 indicateurs neurologiques et évalué que la dose de référence calculée était proche du degré d'exposition maximal observé dans cette population, ce qui pourrait peut-être expliquer l'absence de symptômes neurologiques dans cette cohorte (van Wijngaarden et al., 2006; van Wijngaarden et al., 2009). En analysant de nouveau les données des enfants de neuf ans, on a affirmé que l'exposition au méthylmercure n'était pas associée aux déficits neurologiques (van Wijngaarden et al., 2009). À l'âge de 10,7 ans, les enfants de la même cohorte ont montré des baisses de performance légères, mais non significatives, dans les tâches de copies, ce qui constitue une preuve supplémentaire qu'il n'existe aucune association néfaste systématique entre l'exposition au méthylmercure et les déficits neuropsychologiques (Davidson et al., 2008a). Les résultats des études de suivi ont été obtenus quand

les enfants participants de la Seychelles Child Development Study ont eu 9 et 17 ans en utilisant la réussite scolaire comme indicateur de la fonction neurocognitive. On a utilisé les notes des examens de fin d'année normalisés gérés à l'échelle nationale des programmes d'études primaires et secondaires comme indicateur de réussite scolaire. Aucune tendance cohérente entre l'exposition prénatale au méthylmercure et les notes aux examens nationaux normalisés n'a été observée. On a noté certaines indications selon lesquelles un degré d'exposition au méthylmercure supérieur serait associé aux notes les plus basses de l'un des six examens passés à neuf ans, celui qui évaluait la connaissance de la langue française. Les notes des examens passés à 17 ans n'ont permis d'établir aucune corrélation par rapport à l'exposition au méthylmercure avant la naissance (Davidson et al., 2010).

Afin de mieux définir l'association entre l'état nutritionnel maternel et les retards de développement dans les Seychelles, une deuxième cohorte a été recrutée en 2001. Les enquêteurs ont interrogé 300 mères pendant de la première visite prénatale et effectué les évaluations cliniques de 229 enfants à 5, 9, 25 et 30 mois (Davidson et al., 2008b; Strain et al., 2008). Les enquêteurs ont utilisé les échelles du développement du nourrisson de Bailey II (BSID-II) pour évaluer les résultats du développement neurologique et surveillé l'alimentation maternelle au moyen de prélèvements sanguins à 28 semaines de grossesse et un jour après l'accouchement. On a aussi utilisé des guestionnaires sur la fréquence alimentaire et un journal alimentaire de quatre jours pour surveiller l'état nutritionnel des mères. Dans cette cohorte, on a noté une concentration moyenne dans les cheveux maternels de 5,7 µg/g⁻¹, cependant, on n'a pas constaté de corrélation significative entre la consommation de poisson des mères, d'environ 537 g/semaine⁻¹, et l'exposition prénatale au méthylmercure (Davidson et al., 2008b).

Sur les 16 indicateurs du développement neurologique mesurés à divers âges, les résultats d'un seul test ont montré un retard attribuable à l'exposition prénatale au méthylmercure. À 30 mois, l'indice de développement psychomoteur (IDP) affichait un retard proportionnel à l'augmentation des niveaux

de méthylmercure dans les cheveux maternels (Davidson *et al.*, 2008b). L'analyse des niveaux d'acides gras oméga-3 chez ces mêmes enfants révélait une association positive entre l'augmentation de la consommation de poisson et des concentrations d'acides gras oméga-3 et les résultats de l'indice de développement psychomoteur, qui s'est avérée plus marquée après l'ajustement en fonction du degré d'exposition au méthylmercure (Strain *et al.*, 2008).

Une fois combinés, les résultats de ces deux rapports semblent indiquer que les acides gras oméga-3 jouent un rôle essentiel dans le développement neurologique, qui pourrait compenser les effets nocifs de l'exposition prénatale au méthylmercure, bien que le ratio risques-avantages nutritionnels de l'exposition au méthylmercure provenant des poissons reste incertain (Davidson et al., 2008b; Strain et al., 2008). Par la suite, on a démontré dans cette cohorte une corrélation négative entre les concentrations dans les cheveux maternels et le développement neurologique à 9 mois et 30 mois, alors que les acides gras oméga-3 avaient une incidence positive sur les résultats de test des nourrissons (Stokes-Riner et al., 2011). Par ailleurs, un modèle supplémentaire a démontré que seul l'acide gras oméga-3 docosahexanoïque (DHA) affiche une corrélation positive par rapport au développement du nourrisson, mais que cette corrélation est réduite ou annulée en présence de degrés d'exposition au méthylmercure supérieurs (Lynch et al., 2011). Ces résultats soulignent les bienfaits d'une alimentation riche en poissons et fruits de mer, mais démontrent également que l'interaction entre les éléments nutritifs et le méthylmercure continue d'être dissimulée par des facteurs de confusion, notamment les limites inhérentes à la modélisation.

Les études de suivi menées dans les îles Féroé ont continué de montrer des résultats néfastes sur la santé neurologique associés à l'augmentation du degré d'exposition prénatale au méthylmercure. Une nouvelle analyse des données générées alors que les enfants étaient âgés de sept ans soutenait les constatations du rapport d'origine. Les enfants dont la variable d'exposition était la plus élevée entre deux prélèvements d'échantillons de cheveux maternels ont été retirés des analyses; néanmoins,

on observait toujours une corrélation entre les concentrations dans le sang ombilical et les déficits de l'apprentissage verbal et de la mémoire (Grandjean et al., 2003). Quand on a testé les participants de la cohorte à 14 ans. les résultats se sont avérés similaires à ceux obtenus à sept ans. On a associé de manière significative l'augmentation du degré d'exposition prénatal au méthylmercure à des déficits de la motricité et de l'attention, alors que les tests oraux laissent supposer, dans plusieurs domaines neurocognitifs, des problèmes qui pourraient s'avérer permanents (Debes et al., 2006). Un rapport de Murata et al. (2004) donne aussi à penser que le retard des processus auditifs du tronc cérébral serait associé à des degrés supérieurs d'exposition prénatale au méthylmercure (cheveux maternels et sand ombilical) chez les enfants de 14 ans. Ces conclusions concordent également avec des observations antérieures, au moment où la cohorte était âgée de sept ans, indiquant une fois encore que les effets néfastes sur la santé attribuables à des degrés élevés d'exposition prénatale au mercure pourraient être permanents (Murata et al., 2004). De même, une évaluation de l'activité cardiague autonome chez les enfants des îles Féroé à 7 ans et à 14 ans laisse croire que l'exposition prénatale au méthylmercure (sang ombilical) pourrait être liée à un effet neurotoxique sur le tronc cérébral. Des diminutions des modulations sympathique et parasympathique de la variabilité cardiaque ont été associées à une exposition accrue au méthylmercure, soutenant encore une fois la thèse de l'effet neurotoxique sur le tronc cérébral (Grandiean et al., 2004).

Plusieurs études traitant des effets neurotoxiques sur la santé de l'exposition prénatale au méthylmercure ont aussi été réalisées dans l'Arctique canadien; par contre les résultats de ces études sont variables. Depuis 1996, des chercheurs du Nunavik, au Québec, ont étudié les effets de l'exposition prénatale et postnatale à des contaminants sur le développement des nourrissons et des enfants. La cohorte d'enfants inuits a fait l'objet de trois suivis, de la petite enfance à l'âge de 11 ans. En 2006, Saint-Amour et ses collègues ont signalé des déficits du traitement visuel chez 102 enfants inuits d'âge préscolaire affichant des degrés élevés d'exposition prénatale au méthylmercure (Saint-Amour et al., 2006). On a

rapporté des troubles des mécanismes de l'attention associés à la présence de mercure dans le sang ombilical chez des enfants inuits ayant été testés au moyen d'une stimulation auditive (Boucher et al., 2010). Néanmoins, l'analyse statistique du rendement comportemental (temps de réaction, taux des fausses alertes) n'était pas concluante. Dans le cadre d'une étude de suivi qui visait à évaluer la stimulation visuelle, Boucher et al. (2012) n'ont relevé aucun effet sur le rendement comportemental ou les paramètres associés à l'inhibition de la réaction motrice après avoir inclus à l'analyse statistique d'autres contaminants (plomb et BPC-153) ou covariables. L'exposition prénatale au mercure a été liée à un développement et un comportement sous-optimaux chez des enfants inuits de 11 ans du Nunavik. dans une cohorte suivie depuis la petite enfance dans le cadre de l'Étude sur le développement des enfants au Nunavik (RRSSSN, 2011). Les résultats de cette dernière étude semblent aussi indiquer que l'exposition prénatale au mercure est un facteur de risque du trouble déficitaire de l'attention dans l'enfance.

Les résultats observés en utilisant les échelles d'évaluation du comportement des nourrissons (aussi appelés BSID-II) n'indiquent pas non plus une corrélation claire entre l'exposition prénatale au méthylmercure (sang ombilical) et les troubles neurocognitifs (Plusquellec et al., 2010). De plus, on n'a observé aucun déficit du développement moteur global attribuable à l'exposition prénatale au méthylmercure (sang ombilical) chez les enfants inuits (Després et al., 2005). Même si ces résultats ne présentent pas de relation claire entre les degrés d'exposition prénataux au méthylmercure et les déficits neurocognitifs, ils soutiennent des données disponibles existantes qui laissent entendre que les effets neurotoxiques sur la santé peuvent être variables en raison de plusieurs facteurs, notamment les coutumes alimentaires locales, le choix des poissons consommés, l'emplacement géographique et la variabilité humaine. L'Étude sur le développement des enfants au Nunavik a fourni certaines données sur la longévité des effets de l'exposition prénatale et postnatale au méthylmercure, mais d'autres recherches sont nécessaires pour aider à déterminer si les effets sur la santé attribuables à l'exposition au méthylmercure sont durables.

D'autres études soutiennent les preuves existantes qui semblent indiquer que l'exposition prénatale au méthylmercure est associée à des déficits neuropsychologiques. En Pologne, une association inverse a été observée entre l'exposition au mercure et les indices de développement mental (IDM) et de développement psychomoteur (IDP). Les enquêteurs ont utilisé les concentrations de mercure du sang ombilical et les échelles cognitives BSID pour identifier les déficiences neurocognitives chez des nourrissons de 12 mois. Ces effets sur la santé s'étaient inversés quand les enfants ont été analysés de nouveau à 24 mois et à 36 mois, laissant supposer que le moment des examens cliniques est primordial et que les effets pourraient ne pas être permanents (Jedrychowski et al., 2006; Jedrychowski et al., 2007). Les résultats provenant d'une communauté de pêcheurs des îles de Madère (au Portugal), dont la concentration moyenne de mercure dans les cheveux maternels était de 9,64 µg/g⁻¹ au moment de l'évaluation des nourrissons, donnent aussi à penser qu'une exposition précoce au méthylmercure serait associée à de légères modifications sensorielles touchant à la fois le système visuel et le système auditif. Cependant, on n'a établi aucune corrélation entre ces résultats de tests et les degrés de mercure relevés dans les cheveux des enfants à 7 ans (Murata et al., 1999). On a signalé qu'à Zhoushan, en Chine, où l'exposition au mercure est relativement inférieure à ce que retrouve dans les îles Féroé et les Seychelles, des concentrations accrues de mercure dans les cheveux maternels (concentration movenne dans les cheveux de 1,25 µg/g⁻¹) et le sang ombilical ont été associées à une augmentation du risque d'effets sur le développement neurologique chez les nourrissons de sexe masculin, mais pas chez les nourrissons de sexe féminin (Gao et al., 2007). Llop et al. (2012) ont observé le contraire, soit une association négative liée au développement psychomoteur qui s'est avérée significative seulement chez les nourrissons de sexe féminin d'une cohorte espagnole (concentration moyenne dans le sang ombilical de 8,4 µg/L⁻¹). Les données générées par la Tohoku Study of Child Development (TSCD) au Japon ont aussi établi une corrélation entre des déficiences motrices révélées par un test sur des nourrissons de trois jours et l'augmentation du degré d'exposition prénatal au mercure (Suzuki et al., 2010). La concentration

movenne de mercure dans les cheveux maternels de cette cohorte (2,2 µg/g⁻¹) était considérablement plus basse de celle des mères féroïennes (4,3 µg/g⁻¹) et celle des mères seychelloises (6,8 µg/g⁻¹). L'analyse d'une cohorte d'enfants nés dans la ville de New York a aussi révélé que les niveaux de mercure dans le sang ombilical sont associés à des résultats inférieurs pour le rendement, le QI verbal et le QI global chez les enfants de 36 mois et 48 mois (Lederman et al., 2008). Ces résultats concordent avec ceux publiés par Oken et al. (2008) concernant une autre cohorte nordaméricaine (Massachusetts). Les enfants testés à trois ans dont l'exposition au mercure était supérieure (évaluée selon les taux d'érythrocytes maternels des prélèvements effectués au deuxième trimestre) ont obtenu de moins bons résultats aux tests cognitifs.

14.4.3 Développement neurologique et exposition postnatale

Il existe une abondance de données reliant l'exposition prénatale aux déficiences neurocognitives chez les enfants, mais très peu d'études ont cherché à déterminer si l'exposition postnatale pourrait occasionner des effets similaires à l'exposition prénatale.

On croit que l'exposition au méthylmercure se produit in utero par le sang ombilical, mais le méthylmercure peut aussi passer dans le lait maternel (Grandjean, Jørgensen et Weihe, 1994; Grandjean et al., 1996; ATSDR, 1999). L'exposition au méthylmercure par le lait maternel est considérablement plus faible que celle observée pendant la période prénatale; en effet, les données laissent croire qu'il y aurait moins de méthylmercure dans le lait humain que dans le sang et que les concentrations de méthylmercure dans le lait humain diminuent au fil du temps (Sakamoto et al., 2002a; Sakamoto et al., 2002b). Dans la cohorte des îles Féroé, l'allaitement était associé à moins de bienfaits sur le développement neurocomportemental, contrairement à tout ce qui a été publié sur les bienfaits de l'allaitement dans la population en général. Les résultats, cependant, n'indiquent la présence d'aucune déficience neurocognitive attribuable à l'allaitement chez les enfants de sept ans (Jensen et al., 2005). Des

résultats semblables ont été constatés en Amazonie brésilienne, où les retards du développement neurologique relevés à six mois ont été surmontés par les enfants avant leur cinquième anniversaire. Dans cette étude, la neurocognition s'est trouvée améliorée par la durée de l'allaitement, malgré les degrés élevés d'exposition au mercure (Marques *et al.*, 2009). Collectivement, ces résultats indiquent qu'il est possible que les nouveau-nés soient exposés au méthylmercure par le lait maternel, mais que le risque global de subir des effets néfastes sur la santé serait faible, vraisemblablement en raison des avantages globaux de l'allaitement des nourrissons.

De manière similaire aux résultats sur l'exposition prénatale au méthylmercure, les données reliant l'exposition postnatale récente à des déficits neurocognitifs dans la Seychelles Child Development Study laissent supposer qu'il n'existe aucune tendance constante qui soutiendrait une relation causale. L'évaluation de l'exposition postnatale au méthylmercure chez les enfants seychellois âgés de huit ans laisse croire que quatre effets nocifs seraient associés à une diminution du rendement, dont trois observables chez les filles seulement. Chez les deux sexes, l'exposition postnatale au méthylmercure a été associée à des déficits d'attention soutenue. Chez les filles, le méthylmercure a aussi été associé à des diminutions des résultats du QI, de la fonction motrice et des tâches entraînant un risque, bien que ces diminutions soient variables selon l'âge et les domaines physiologiques (Myers et al., 2009). Au moment de l'évaluation des capacités scolaires des enfants à 9 ans et à 17 ans au moyen des résultats de test normalisés gérés à l'échelle nationale pour déterminer la compétence des élèves, le seul déficit relevé correspondait à un résultat global plus faible au test de sciences humaines chez les enfants ayant subi récemment une plus grande exposition au méthylmercure. Les résultats donnent à penser que l'exposition alimentaire au méthylmercure chez ces enfants n'influe nullement sur leur réussite scolaire globale. Par contre, quand les résultats d'un sousgroupe de 215 enfants ayant participé à l'examen régional du Consortium de l'Afrique australe et orientale pour le pilotage de la qualité de l'éducation (SACMEQ) ont été analysés, on a observé diverses associations négatives entre les résultats d'examen

et les degrés d'exposition récente au méthylmercure chez les garçons. Les auteurs laissent entendre que les concentrations récentes de méthylmercure chez les membres de ce sous-groupe étaient considérablement plus élevées que celles du reste de la cohorte (Davidson *et al.*, 2010). Ces résultats soulignent encore une fois la nécessité de continuer à étudier les effets de l'exposition postnatale au méthylmercure sur les fonctions neurocognitives.

En Amazonie, les indices laissent croire que l'exposition postnatale au méthylmercure contribue aux déficiences du développement neurologique. Grandjean et al. (1999) ont évalué 246 enfants âgés de 7 à 12 ans vivant dans trois villages le long de la rivière Tapaios, où on a observé une importante contamination au mercure sur une longue durée en raison des activités de mines aurifères. Les concentrations moyennes de mercure dans les cheveux des enfants variaient de 3,80 à 25,4 µg/g⁻¹, selon le village. Les résultats de cette étude indiquent que les concentrations de mercure dans les cheveux sont associées à des résultats inférieurs aux tests de fonction motrice, d'habiletés visuospatiales et de mémoire (Grandjean et al., 1999). Des observations similaires ont été faites chez 378 enfants amérindiens de Guyane française, où les activités de mines aurifères ont été associées à une augmentation des niveaux de mercure dans le poisson. On a évalué la fonction motrice, les habiletés visuospatiales et la mémoire de travail, tandis que les niveaux de mercure dans les cheveux ont servi d'indicateurs de l'exposition postnatale au mercure. La concentration moyenne de mercure dans les cheveux des enfants était de 12,7 µg/g⁻¹ dans le village le plus exposé. On a établi une corrélation négative entre les concentrations de mercure dans les cheveux et la fonction moteur ainsi que les habiletés visuospatiales chez les enfants âgés de 5 à 12 ans, dont les effets étaient plus prononcés chez les garçons (Cordier et al., 2002).

Dans l'Arctique canadien, on avait rapporté que l'exposition postnatale au méthylmercure chez les enfants inuits au Nunavik était associée à une augmentation de l'ampleur du tremblement d'action des mains (Després *et al.*, 2005). Depuis, on a constaté qu'il n'existe aucune corrélation

négative entre les concentrations de méthylmercure dans le sang après la naissance et les troubles neurocomportementaux chez les enfants inuits (Plusquellec *et al.*, 2010; Boucher *et al.*, 2012).

14.4.4 Effets rénaux

On en sait très peu sur les effets potentiels du méthylmercure sur la santé rénale chez les humains. En 1985, on a signalé que le nombre de décès attribuables à des maladies rénales était supérieur à la normale chez les femmes habitant près de la baie de Minamata (Tamashiro *et al.*, 1986). Ces résultats n'ont été ni confirmés ni infirmés lors d'études subséquentes, car cet indicateur clinique fait rarement l'objet d'analyses.

Futatsuka *et al.* (2005) ont rédigé une étude de suivi sur l'état de santé des personnes qui vivent dans la région polluée au méthylmercure qui entoure la ville de Minamata. On a relevé divers problèmes de santé et troubles subcliniques liés au système nerveux central, mais aussi à d'autres problèmes de santé. Les enquêteurs ont constaté que le taux de prévalence des maladies rénales ne différait pas significativement entre les régions polluées au méthylmercure et les autres régions. Les taux de prévalences notés dans cette étude n'étaient pas supérieurs à ceux déclarés auparavant au Japon.

14.4.5 Effets cardiovasculaires

On rapporte aujourd'hui plus communément des effets cardiovasculaires potentiellement attribuables au méthylmercure (Roman *et al.*, 2011). Sur le plan mécanique, on a identifié le mercure comme un amplificateur de la peroxydation lipidique qui, en fin de compte, est liée à l'apparition de l'artériosclérose (Grotto *et al.*, 2009; Roman *et al.*, 2011). Salonen *et al.* (1995) ont rapporté une augmentation de la prévalence des infarctus aigus du myocarde (IAM) et des décès dus aux maladies coronariennes associés à l'exposition alimentaire au mercure dans une cohorte de 1 833 hommes finnois (Salonen *et al.*, 1995). D'autres études ont apporté des preuves soutenant le lien entre l'exposition au méthylmercure et les maladies cardiovasculaires. Un rapport de

suivi de la cohorte finnoise a signalé qu'un haut degré d'exposition au mercure provenant de la consommation de poisson augmentait le risque d'accidents coronariens et de décès dus aux maladies coronariennes chez les hommes. On a également rapporté qu'un haut degré d'exposition au méthylmercure diminuait les avantages liés à la consommation de poisson dans ce groupe (Virtanen et al., 2007). Néanmoins, une récente étude n'a trouvé aucun indice d'association entre l'exposition au mercure (déterminée par une analyse des ongles d'orteils) et les maladies cardiovasculaires pertinentes sur le plan clinique dans deux importantes cohortes américaines (Mozaffarian et al., 2011). Murata et al. (2011) ont aussi examiné d'autres études épidémiologiques qui n'ont permis d'établir aucune corrélation entre l'exposition au mercure et les accidents coronariens.

Les résultats de Minamata, au Japon, indiquent que les résidents présentaient des taux élevés d'hypertension comparativement aux résidents d'Ariake, une région non touchée par l'incident d'exposition généralisée au mercure survenu au milieu du vingtième siècle. Fait intéressant, ces enquêteurs ont relevé une relation dose-effet entre le degré d'exposition au mercure et la prévalence de l'hypertension. On a observé que les résidents de Goshonoura, qui ont été exposés à des niveaux de mercure plus élevés que les résidents d'Ariake, mais moins élevés qu'à Minamata, présentaient des taux d'hypertension supérieur à ceux d'Ariake, mais inférieur à ceux de Minamata (Yorifuji et al., 2010). Par contre, d'autres facteurs influencent peut-être l'hypertension, puisque l'on constate une augmentation de la prévalence des cas d'hypertension chez les peuples autochtones du Nunavik, une région arctique du Québec, en dépit de concentrations de mercure dans le sang à la baisse depuis le début des années 1990 (Chateau-Degat et al., 2010).

Les résultats d'une petite étude menée dans les îles Féroé semblent aussi indiquer un lien entre l'exposition au méthylmercure et les maladies cardiovasculaires. On a effectué, pour 42 baleiniers, l'évaluation clinique de l'exposition au mercure et de plusieurs indicateurs cardiovasculaires, dont la variabilité cardiaque, la tension artérielle et l'épaisseur

de l'intima-média carotidienne. Les enquêteurs ont observé que l'exposition au mercure était associée de manière significative avec une augmentation de la tension artérielle et de l'épaisseur de l'intimamédia carotidienne (Choi et al., 2009). Les niveaux de mercure présentaient aussi une corrélation avec l'hypertension chez les 101 participants d'une étude sur le sommeil menée dans l'État du Wisconsin, aux États-Unis. Même si l'on n'a pas associé l'augmentation des concentrations de mercure à la réactivité vasculaire, un risque accru d'hypertension a été observé (Bautista et al., 2009). En Amazonie brésilienne, on a établi une corrélation négative entre les niveaux plasmatiques de nitrite et le degré d'exposition au mercure. Une diminution des niveaux plasmatiques de nitrite indique une altération de la production d'oxyde nitrique, qui est essentielle au maintien de l'homéostasie cardiovasculaire, ce qui laisse supposer un possible mécanisme dont s'ensuivrait une maladie cardiovasculaire (de Marco et al., 2010).

Les effets du mercure sur les indicateurs cardiovasculaires demeurent non concluants. On a constaté une faible mortalité due aux maladies coronariennes (AMAP, 2009; Stow et al., 2011). Une série d'études dirigées par Valera et ses collègues laisse entendre que d'autres indicateurs cardiaques cliniques pourraient être légèrement touchés par l'exposition au méthylmercure, bien que la signification clinique demeure incertaine, car les bienfaits de la consommation de poisson dans cette population pourraient masquer les effets cliniques du méthylmercure. Dans un rapport publié en 2008, les concentrations de mercure dans le sang d'Inuits du Nunavik âgés de plus de 40 ans (n=280) ont été examinées afin d'évaluer l'association entre les concentrations de mercure et la tension artérielle. La concentration moyenne de mercure dans ce groupe d'âge était de 19,6 µg/L-1. On a constaté qu'une exposition élevée au mercure était associée à une diminution de la variabilité cardiaque et à une augmentation de la tension artérielle (Valera, Dewailly et Poirier, 2008). On a aussi analysé l'incidence des bons gras des poissons pour la même population (n=181). Les données de cette étude semblent indiquer un avantage global lié à la consommation de poisson dans ce groupe d'âge en raison de l'incidence des acides gras oméga-3 sur la fréquence cardiaque et la tension artérielle chez les femmes (Valera et al., 2011b). Les mêmes chercheurs ont examiné des Inuits du Nunavik âgés de plus de 18 ans pour étudier plus en profondeur l'association entre l'exposition au mercure et la tension artérielle. Ils ont examiné 732 personnes, soit 319 hommes et 413 femmes. La concentration moyenne de mercure dans le sang des adultes était de 10,1 µg/L^{-1[11]}. Dans le cadre de cette étude, les enquêteurs ont de nouveau observé que les concentrations de mercure étaient associées à une augmentation de la tension artérielle et de la tension différentielle, en tenant compte des avantages liés à la consommation des éléments nutritifs des poissons (Valera, Dewailly et Poirier, 2009). Dans une étude similaire, Valera et ses collègues ont évalué l'incidence de l'exposition au mercure sur la tension artérielle et l'activité cardiague autonome chez des Cris âgés de 18 ans et plus (n=791) provenant de collectivités de la baie James. La concentration moyenne de mercure dans le sang des adultes était de 3,09 µg/L^{-1[11]} selon les données recueillies entre 2005 et 2009. En conclusion, l'exposition au mercure semble influer sur la variabilité cardiaque chez les adultes cris, même en tenant compte des facteurs de confusion comme les éléments nutritifs du poisson et la présence d'autres contaminants dans le régime alimentaire traditionnel. Néanmoins, après aiustement pour les facteurs de confusion, on n'a trouvé aucune relation entre les concentrations de mercure dans le sang ou les cheveux et la tension artérielle (Valera et al., 2011a).

Dans une cohorte de 226 enfants inuits du Nunavik suivis de la naissance à 11 ans, Valera *et al.* (2011) ont rapporté que les concentrations de mercure dans le sang ombilical, un indicateur d'exposition prénatale, et dans les cheveux à 11 ans, un marqueur d'exposition à long terme, n'étaient associées ni à une diminution de la variabilité cardiaque ni à une modification de la tension artérielle, après ajustement pour les covariables. Cependant, à 11 ans, on a établi une corrélation négative entre les concentrations de mercure dans le sang et certains paramètres liés à la variabilité cardiaque après ajustement pour certaines covariables, dont le sélénium, le plomb et

les acides gras polyinsaturés oméga-3, mais pas pour les facteurs de confusion tels l'activité physique ou le tabagisme. On n'a observé aucune association entre le mercure, peu importe la mesure, et la tension artérielle. Les auteurs ont indiqué que l'exposition au mercure pendant l'enfance semblait influer sur la variabilité cardiaque chez ces enfants, par contre, très peu de renseignements scientifiques sont disponibles quant à la valeur prédictive et à la pertinence des divers paramètres de variabilité cardiaque corrélés avec les concentrations de mercure dans le sang chez des enfants en bonne santé et les risques de maladies chroniques.

On a récemment proposé un mécanisme par lequel l'exposition au mercure pourrait mener à des effets sur la santé cardiovasculaire. Il semble que le mercure pourrait inhiber l'activité de la paraoxonase 1, une importante enzyme qui protège contre les maladies coronariennes. L'activité de la paraoxonase 1 a été mesurée dans les prélèvements sanguins effectués auprès d'un total de 896 Inuits de 18 à 74 ans. habitant au Nunavik. Les résultats de cette étude indiquent que l'activité de la paraoxonase 1 diminue à mesure que les concentrations de mercure dans le sang augmentent; néanmoins, les enquêteurs ont aussi découvert une corrélation positive entre l'activité de la paraoxonase 1 et les concentrations de sélénium. Ces résultats donnent à penser que le mercure pourrait inhiber l'activité de la paraoxonase 1, ce qui pourrait expliquer qu'on ait associé l'exposition au mercure à des effets sur la santé cardiovasculaire, mais que ces effets pourraient être modifiés par les importants éléments nutritifs contenus dans les poissons (Ayotte et al., 2011). Par ailleurs, ces données sont soutenues par des preuves existantes, notées dans une étude sur des pêcheurs sportifs de la baie James selon laquelle les importants prédicteurs de risque cardiovasculaire, comme le cholestérol lié aux lipoprotéines de haute densité, les lipoprotéines de base densité oxydées et le glutathion peroxydase, s'améliorent durant la saison de la pêche malgré les hauts degrés d'exposition au mercure (Bélanger et al., 2008). Ces résultats semblent indiquer que les bienfaits cardiovasculaires de la consommation de poisson pourraient l'emporter sur une haute teneur en mercure, selon les niveaux d'exposition au mercure (Bélanger et al., 2008; Ayotte et al., 2011).

Nanomoles par litre (nmol/L) converties selon les lignes directrices énoncées à l'annexe A.

14.4.6 Effets cancérogènes

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le méthylmercure comme substance cancérogène du groupe 2B, « pouvant être cancérogène pour l'homme ». Le Centre international de recherche sur le cancer estime qu'il existe suffisamment de preuves de la cancérogénicité du méthylmercure chez les animaux, s'appuyant sur le développement de tumeurs rénales chez la souris, bien que ces mêmes tumeurs ne soient pas observées chez le rat. Pour l'instant, on n'est pas certains que ces effets soient également observés dans des populations humaines. En évaluant les causes de décès à Minamata, au Japon, où la population a subi un degré d'exposition au mercure très élevée, on a observé une surmortalité liée au cancer du foie et de l'œsophage (OMS, 2002).

14.4.7 Système immunitaire

Certains effets possibles sur le système immunitaire sont associés à l'exposition prénatale au méthylmercure (Belles-Isles et al., 2002; Bilrha et al., 2003). On a recruté 48 femmes enceintes dans cinq collectivités de pêche vivrière du centre de la côte nord du fleuve Saint-Laurent. Un groupe de 60 femmes enceintes servait de groupe de référence. On n'a observé aucune différence dans la composition générale de la population lymphocytaire dans les prélèvements de sang ombilical; par contre on a constaté une diminution de la réponse lymphoproliférative chez les femmes du groupe de pêche vivrière (Belles-Isles et al., 2002). On a aussi noté des niveaux de mercure dans le sang plus élevés dans le groupe de pêche vivrière, ainsi qu'une diminution de la sécrétion de cytokine des monocytes dans le sang ombilical (Bilrha et al., 2003); néanmoins, ces résultats n'ont pas été reliés à des dysfonctions cliniques chez les enfants.

En 2010, un rapport indiquait qu'il n'existe aucune association entre l'exposition prénatale au méthylmercure et le développement de l'asthme ou d'une dermatite atopique chez des enfants de sept ans (Grandjean *et al.*, 2010a). Une étude menée en Corée laissait entendre que les concentrations

de mercure dans le sang chez les adultes étaient associées aux dermatites atopiques (Park et Kim, 2011).

En utilisant les données de la National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) de 2007 et 2008, Gallagher et Meliker (2012) ont découvert une association positive entre le mercure total dans le sang et les anticorps antithyroglobuliniques, mais pas avec les auto-anticorps antithyroperoxydases, deux indicateurs de pronostic du risque à long terme d'hypothyroïdie. Selon les auteurs, leurs résultats indiqueraient peut-être plus globalement une relation entre le mercure et l'auto-immunité humaine.

14.4.8 Effets sur la reproduction et le développement

Pour l'instant, rien ne laisse supposer que l'exposition au mercure entraînerait des déficiences génésiques. Deux études sur des hommes n'ont observé aucune association entre les concentrations de méthylmercure dans le sang et les mesures de qualité du sperme (Rignell-Hydbom et al., 2007; Mendiola et al., 2011). Mis à part le domaine du développement neurologique, il existe très peu de données sur les problèmes de développement humain associés à de hauts degrés d'exposition au méthylmercure. Dans les îles Féroé, l'augmentation de l'apport en graisses marines semblait prolonger la gestation. Cependant, aucun lien n'a été établi avec les concentrations de méthylmercure (Grandjean *et al.*, 2001). Certaines indications laissent croire que le travail prématuré pourrait être associé à l'exposition au méthylmercure (Xue et al., 2007). Une étude réalisée en France n'a constaté aucune association cohérente entre la croissance fœtale et l'exposition au méthylmercure. Par contre, les concentrations de mercure dans les cheveux maternels étaient peut-être trop faibles pour se traduire par des manifestations cliniques (Drouillet-Pinard et al., 2010). Il semble que l'exposition au méthylmercure ne modifie pas l'architecture du développement fœtal et n'est pas associée aux anomalies du tube neural (Brender et al., 2006).

14.4.9 Interactions du sélénium avec le mercure

Le sélénium, un élément nécessaire au glutathion peroxydase qui joue le rôle d'un important inhibiteur du peroxyde et protégerait contre le stress oxydatif généré par l'exposition au méthylmercure (Nath et al., 1996). Le mercure se lie par covalence au sélénium, selon une affinité bien plus élevée que le soufre; par conséquent, on a postulé que le mercure pourrait interférer avec la synthèse et l'activité des enzymes contenant du sélénium, comme le glutathion peroxydase (Sugiura, Tamai et Tanaka, 1978; Ralston et Raymond, 2010).

Certains enquêteurs ont posé l'hypothèse que le rapport molaire entre le mercure et le sélénium jouerait un rôle important en atténuant les effets néfastes potentiels du méthylmercure selon des études réalisées sur des rats (Ralston et al., 2007; Ralston et al., 2008; Heath et al., 2010). Les résultats de ces études indiquent que le sélénium alimentaire a une influence protectrice sur les effets d'une exposition chronique au méthylmercure et que les concentrations corrélées de mercure et de sélénium dans le sang sont proportionnelles au degré d'exposition chez les rats de laboratoire (Ralston et al., 2007; Ralston et al., 2008). Par ailleurs, Heath et al. (2010) ont démontré que la consommation chronique d'une alimentation relativement riche en sélénium améliore la neurotoxicité du méthylmercure induite à l'âge adulte pour certains indicateurs chez le rat. Même si les données expérimentales laissent croire que les avantages du sélénium pour contrer les effets du méthylmercure sont plausibles sur le plan biologique, les études épidémiologiques ont généralement échoué à démontrer de manière constante un tel effet dans des populations humaines (Saint-Amour et al., 2006; Choi et al., 2008). L'évaluation des cohortes d'enfants nés dans les îles Féroé quant aux dysfonctions neurocomportementales induites par le méthylmercure par rapport aux diverses concentrations de sélénium dans le sang ombilical n'a permis de constater aucune indication claire d'un tel effet protecteur, même avec des quantités molaires de sélénium dix fois supérieures comparativement au méthylmercure (Choi et al., 2008). En revanche, les résultats

d'une petite étude menée en Amazonie brésilienne semblent indiquer que des concentrations élevées de sélénium combinées à de faibles concentrations de méthylmercure interagissent en synergie pour diminuer la prévalence des cataractes liées à l'âge (Lemire *et al.*, 2010). Consulter le chapitre 12 pour en savoir plus sur les interactions entre le mercure et le sélénium dans la faune aquatique et terrestre.

14.4.10 Synthèse : Effets sur la santé humaine

Les collectivités fortement dépendantes des poissons, des fruits de mer et des mammifères marins en tant que source d'éléments nutritifs sont exposées au méthylmercure, comme on l'a observé au Japon, en Corée, en Chine, dans le nord du Canada, aux îles Féroé et dans les Seychelles (ATSDR, 1999; OMS, 2002; PSEA, 2009; Mahaffey et al., 2011). Par conséquent, il est nécessaire de comprendre les possibles effets sur la santé associés au méthylmercure. Le système nerveux central en développement est considéré comme le système organique le plus vulnérable au méthylmercure. Par conséquent, on a désigné les fœtus et les enfants en développement comme des sous-groupes pouvant être particulièrement sensibles au développement de manifestations cliniques découlant d'une exposition au méthylmercure. Des signes laissent aussi supposer la possibilité qu'une exposition au méthylmercure puisse avoir des effets nocifs sur le système cardiovasculaire adulte; néanmoins, la valeur probante de plusieurs études épidémiologiques demeure ambiguë (Murata et al., 2011).

Les conclusions triées des nombreuses données et analyses de deux études sur des cohortes de naissances dans les îles Féroé et les Seychelles sont traditionnellement divergentes. Dans les îles Féroé, l'exposition prénatale et postnatale au méthylmercure a été associée de manière significative à des déficiences neurologiques, une constatation en contradiction avec les évaluations similaires réalisées auprès de la cohorte des Seychelles. La cause de cette contradiction demeure obscure, par contre, la constatation selon laquelle les effets bénéfiques des acides gras oméga-3 auraient pu modifier la

détermination des effets néfastes sur la santé dans la cohorte des Seychelles pourrait contribuer à expliquer ces résultats divergents entre les études sur le développement neurologique des Seychelles et des îles Féroé (Davidson et al., 2008b; Strain et al., 2008). En outre, des différences sur le plan des éléments nutritifs dans l'alimentation, des niveaux d'autres contaminants et de la génétique pourraient avoir une incidence globale sur les résultats d'étude (Clarkson et Strain, 2003; Davidson et al., 2006; Myers, Davidson et Strain, 2007; Grandjean et al., 2010b;). On pense que le degré d'exposition au mercure élevé de la cohorte de Seychellois découlerait vraisemblablement de la quantité de poissons consommés plutôt que des espèces de poissons consommés (ATSDR, 1999). Les Féroïens consomment aussi du poisson fréquemment. mais on croit que leur principale source d'exposition au méthylmercure serait la consommation intermittente de viande de baleine. Comme la viande d'autres mammifères marins, la viande de baleine contient du méthylmercure en forte concentration, et de sa consommation occasionnelle découlent des occurrences intermittentes d'expositions considérablement élevées (ATSDR, 1999). On a aussi laissé entendre que de hauts niveaux d'autres contaminants, comme les polychlorobiphényles (BPC), pourraient modifier les résultats cliniques de l'exposition au méthylmercure.

Les collectivités autochtones du nord du Canada ont aussi fait l'objet d'examens cliniques relativement à une possible neurotoxicité attribuable à une exposition au méthylmercure. Les Canadiens autochtones dépendent fortement d'un régime alimentaire riche en poissons et en fruits de mer susceptible de les exposer à de hauts niveaux de méthylmercure. Dans l'ensemble, les études qui examinent les effets de l'exposition au méthylmercure sur la santé n'ont établi aucune association claire entre l'exposition et les effets cliniques nocifs. Certaines études ont indiqué de légères déficiences neurologiques dans des cas d'expositions prénatale et postnatale; néanmoins, celles-ci ne semblent pas liées aux résultats cliniques. Un scénario similaire a été observés pendant l'évaluation du lien entre l'exposition au méthylmercure et les indicateurs cardiovasculaires. Les diminutions de la variabilité cardiaque et les augmentations de la tension artérielle signalées ont

été associées à une augmentation de l'exposition au méthylmercure dans certaines cohortes. Cependant, on a constaté que la prévalence des maladies cardiovasculaires et des décès dus à des accidents coronariens est faible dans la population inuite (Valera, Dewailly et Poirier, 2008; PSEA, 2009; Valera, Dewailly et Poirier, 2009; Stow *et al.*, 2011; Valera *et al.*, 2011a).

14.5 AVANTAGES DE LA CONSOMMATION DE POISSON

Un certain nombre de bienfaits pour la santé sont associés à la consommation de poisson. Le poisson est un aliment très nutritif. On pense aussi que certains éléments nutritifs du poisson pourraient avoir des effets protecteurs contre les effets néfastes du mercure sur la santé. De plus, la santé et le bien-être général de certaines collectivités canadiennes sont inextricablement liés à la consommation d'aliments prélevés dans la nature, comme le poisson (Gupta, Barlow et Donaldson, 2005; Donaldson et al., 2010). Les aliments prélevés dans la nature, tels les animaux et les poissons locaux, représentent d'importants facteurs sociaux, culturels, économiques et spirituels pour les collectivités autochtones (Gupta, Barlow et Donaldson, 2005; Lambden, Receveur et Kuhnlein, 2007). Les avantages nutritionnels, culturels, sociaux, économiques et spirituels de la consommation de poisson sont décrits ci-dessous.

14.5.1 Bienfaits nutritionnels

Plusieurs bienfaits nutritionnels sont associés à un régime alimentaire riche en poissons et en fruits de mer. En plus d'être une excellente source de protéines maigres, le poisson constitue ce qui pourrait être la plus importante source de vitamine D à l'état naturel; cette vitamine facilite l'absorption du calcium, un minéral nécessaire à la santé globale des os. D'autres minéraux bénéfiques, comme le sélénium, l'iode, le fer et le magnésium sont aussi présents dans le poisson et peuvent être à l'origine de plusieurs autres bienfaits pour la santé globale attribués à la consommation de poisson (Santé Canada, 2007a).

L'aspect qui pourrait être le plus bénéfique de la consommation de poisson est l'abondance d'acides gras polyinsaturés, d'acide eicosapentanoïque (EPA) et d'acide docosahexanoïque (DHA) qu'on retrouve dans plusieurs poissons (Cohen et al., 2005a: Cohen et al., 2005b; Cohen et al., 2005c). Les acides gras essentiels DHA et EPA, qui constituent des composantes importantes du développement cellulaire des lipides, ont été associés à des bienfaits pour la santé comme l'amélioration de la santé cardiovasculaire, de la croissance fœtale et du développement neurologique, ainsi qu'au traitement de certaines maladies inflammatoires et de certains troubles mentaux et comportementaux (Bureau de santé publique de Toronto, 2006), On a démontré scientifiquement qu'une consommation accrue de poisson et d'huiles de poisson est importante pour la santé cardiovasculaire globale. Des études ont démontré qu'une consommation modérée d'EPA et de DHA (de 250 à 500 mg par jour-1) réduit les risques de maladies coronariennes de 36 %. Des études épidémiologiques et sur des animaux ont documenté plusieurs rôles cardioprotecteurs et neuroprotecteurs de l'EPA et du DHA, soit par l'augmentation de la consommation de poissons gras, comme du saumon, du hareng ou des sardines, ou par l'ingestion d'huile de poisson sous forme de supplément alimentaire (Mozaffarian et Rimm, 2006). En effet, il semble que l'exposition aux acides gras polyinsaturés pendant la grossesse soit associée à un meilleur développement neurologique et à une meilleure santé cardiovasculaire à l'âge adulte. Les bienfaits de la consommation de poisson ne se limitent pas aux qualités des acides gras polyinsaturés. On a aussi démontré dans le cadre d'une étude sur des rats que les protéines du poisson contribuent à la prévention du diabète (Pilon et al., 2011).

L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et l'Organisation mondiale de la Santé ont examiné les données et la littérature scientifique sur les risques et les bienfaits de la consommation d'un éventail d'espèces de poisson, notamment leurs teneurs en éléments nutritifs et en produits chimiques (plus particulièrement le méthylmercure et les dioxines et BPC de type dioxine). Cet examen a été utilisé pour étudier les évaluations risques-bienfaits relatives à des indicateurs particuliers de bienfaits

et de risques, notamment auprès des groupes vulnérables de la population. L'une des importantes conclusions tirées de cet examen était que le risque de développement neurologique sous-optimal chez les descendants des femmes qui ont consommé du poisson est inférieur à celui qu'on retrouve chez les enfants dont la mère a consommé moins de poisson. Il faut en tenir compte quand on évalue les bienfaits des acides gras polyinsaturés à longue chaîne de la famille des acides gras oméga-3 qu'on retrouve dans le poisson par rapport aux risques de toxicité du méthylmercure chez les femmes en âge de procréer (FAO/OMS, 2011). Par ailleurs, la consommation d'acides gras oméga-3 issus du poisson, qu'ils proviennent de la consommation de poisson ou de suppléments alimentaires, est associée à des résultats cliniques positifs. Néanmoins, d'autres recherches sont nécessaires pour déterminer dans quelle mesure l'huile de poisson est bénéfique sur le plan nutritionnel comparativement au poisson (Mozaffarian et Rimm. 2006; McManus, Merga et Newton, 2011; Patterson et al., 2011: Stern et Korn, 2011), L'ingestion de méthylmercure peut engendrer des effets nocifs sur les mêmes indicateurs cliniques, ce qui laisse supposer que l'interaction entre les risques liés au méthylmercure et les bienfaits liés à la consommation de poisson doit être équilibrée adéquatement pour obtenir une santé optimale (Mahaffey et al., 2011).

Chez les Inuits âgés de plus de 40 ans, une consommation élevée de poisson a été associée à une augmentation des taux d'acides gras polyinsaturés, ce qui a été corrélé avec un effet bénéfique sur la fréquence cardiaque au repos et la variabilité cardiaque chez les femmes (Valera *et al.*, 2011b). Ces observations, par contre, ne comprenaient aucun bienfait général chez les hommes inuits qui ont participé à l'étude. En revanche, une étude antérieure réalisée par Valera, Dewailly et Poirier (2009) avait rapporté une augmentation de la tension différentielle chez les adultes inuits, après ajustement pour les taux d'acides gras polyinsaturés et de sélénium.

Une étude de 2003 rapporte qu'aucun avantage cardiovasculaire significatif n'est associé à la consommation de poisson de sport du fleuve Saint-Laurent chez les pêcheurs à la ligne. Par contre, les participants de cette étude pourraient présenter

d'autres facteurs liés à l'alimentation ou aux habitudes de vie qui auraient faussé les résultats, comme l'indique le haut taux de tabagisme et le haut pourcentage d'obésité de cette population (Godin *et al.*, 2003).

Les résultats de plusieurs études laissent entendre que les avantages globaux pour la santé de la consommation de poisson pourraient l'emporter sur les risques relatifs associés à l'exposition au méthylmercure. Même si certaines études n'ont constaté aucune interaction significative entre les quantités mesurées d'acides gras et de mercure (Guallar et al., 2002; Davidson et al., 2008b; Philibert, Bouchard et Mergler, 2008), d'autres ont démontré que les acides gras peuvent diminuer significativement le risque d'effets néfastes sur la santé en présence d'une exposition au méthylmercure (Rissanen et al., 2000; Hallgren et al., 2001; Virtanen et al., 2005).

Un supplément accru de DHA pendant la grossesse a été lié à une augmentation du QI et des fonctions cognitives chez les nourrissons et les enfants (Mozaffarian et Rimm, 2006). Dans le cadre de la Seychelles Child Development Nutritional Study, on a établi une corrélation positive entre les niveaux d'acides gras polyinsaturés et le développement neurologique chez des nourrissons de neuf mois. Ces effets n'étaient plus observés à 30 mois, donnant à penser que les bienfaits pourraient se limiter à une période particulière du développement (Strain et al., 2008). Ces résultats concordent avec ceux d'autres études qui laissent croire que la consommation de poisson pourrait être bénéfique à la croissance et au développement du cerveau, même en présence d'une exposition prénatale au mercure (Budtz-Jørgensen, Grandjean et Weihe, 2007; Myers, Davidson et Strain, 2007; Oken et al., 2007; Oken et Bellinger, 2008;). Il a été recommandé que les recherches à venir se concentrent sur les bienfaits nutritionnels de la consommation de poisson à différents stades de la vie, puisque les risques liés à l'exposition au mercure et les bienfaits nutritionnels liés à la consommation de poisson pourraient varier en importance selon le stade de vie (FAO/OSM, 2011). On n'a établi aucune association entre une exposition prénatale au méthylmercure et les déficits neuromoteurs chez

des enfants inuits. On a associé des concentrations plus élevées de DHA dans le cordon ombicilal de nourrissons inuits à plusieurs effets positifs sur la santé, dont une gestation plus longue, une meilleure acuité visuelle et des résultats supérieurs aux indices de développement cognitif et moteur (Jacobson *et al.*, 2008). L'exposition postnatale au mercure chez ces mêmes enfants a été liée à des tremblements des mains, laissant supposer que les bienfaits de la consommation de poisson pourraient être temporaires ou propres au développement neurologique gestationnel (Després *et al.*, 2005).

Plusieurs facteurs influant sur la santé et le bien-être humains doivent être pris en compte quand on évalue les résultats d'une analyse risques-bienfaits, comme le mode de préparation du poisson (p. ex., en grande friture ou cuit au four), et d'autres facteurs liés aux habitudes de vies, tel le tabagisme, susceptibles d'influencer la santé cardiaque. Étant donné que des signes laissent croire que l'exposition au méthylmercure pourrait nuire à la santé cardiaque, il est difficile de discerner les effets protecteurs réels de la consommation de poisson (Stern et Korn, 2011). Les preuves existantes sont trop limitées pour conclure avec certitude que l'exposition au méthylmercure est une cause de maladies coronariennes, ce qui limite les analyses quantitatives du rapport entre les bienfaits liés à la consommation de poisson (apport d'EPA et de DHA) et les risques liés à l'exposition au méthylmercure. Il en est de même quand il s'agit d'évaluer si les bienfaits neurocognitifs associés à un apport accru d'acides gras oméga-3 l'emportent sur les risques potentiels liés à l'exposition au méthylmercure. Les combinaisons de méthylmercure et d'acides gras polyinsaturés présentent plusieurs variantes possibles, mais les données existantes fournissent de solides indications laissant supposer que le poisson qui contient de faibles concentrations de méthylmercure et de hautes concentrations d'acides gras polyinsaturés pourrait s'avérer globalement bénéfique pour la santé humaine (FAO/ WHO, 2011; Stern et Korn, 2011). On a laissé supposer que, dans la plupart des cas évalués, les bienfaits de la consommation de poisson l'emportent sur les risques. On a rapporté que les avantages nets de la consommation de poisson peuvent être maximisés en surveillant la fréquence de consommation, la quantité

consommée et les espèces de poisson consommées en vue d'obtenir les bienfaits d'un apport en acides gras polyinsaturés tout en réduisant l'exposition au méthylmercure. Les avantages de la consommation de poisson pour le développement neurologique sont réduits par l'exposition au méthylmercure; par conséquent, réduire la contamination au méthylmercure des poissons ferait en sorte que la consommation de poisson présenterait de plus grands avantages nets pour le développement neurologique (FAO/OMS, 2011).

14.5.1.1 Évolution du régime alimentaire

Les conseils de santé publique peuvent influencer le régime alimentaire des collectivités autochtones au Canada (Gupta, Barlow et Donaldson, 2005; Donaldson et al., 2010). Des évaluations alimentaires ont démontré que les personnes qui consomment peu d'aliments prélevés dans la nature ingèrent davantage de saccharose et de gras saturés, qui ne constituent pas des sources d'énergie très nutritives (Gupta, Barlow et Donaldson, 2005). L'évolution du régime alimentaire, qui est passé d'un régime riche en éléments nutritifs, composé d'aliments prélevés dans la nature, à un régime à forte teneur énergétique, mais à faible teneur en nutriments, composé d'aliments achetés au marché, comporte plusieurs implications négatives pour la santé globale et le bienêtre des collectivités autochtones, notamment des cas d'obésité et de diabète (Sheikh et al., 2011).

On a démontré l'existence d'un lien entre la consommation sous-optimale d'éléments nutritifs et la prévalence accrue de l'obésité dans les collectivités du nord du Canada. On a constaté que la diminution de la consommation d'aliments prélevés dans la nature entraîne une diminution de l'apport en éléments nutritifs, tels les vitamines A, D, E, B_e, le sélénium et d'autres nutriments. L'augmentation de la prévalence de l'obésité dans les communautés du Nord a aussi été documentée (Kuhnlein *et al.*, 2004). L'obésité est étroitement liée au développement de maladies chroniques, comme le diabète sucré de type II et les maladies cardiovasculaires.

14.5.2 Avantages socioculturels

Les collectivités autochtones ont une vision globale de la santé et du bien-être. Leur mode de vie était traditionnellement défini par leur relation avec l'environnement (Van Oostdam *et al.*, 2005; Wheatley et Paradis, 1996; Wheatley *et al.*, 1997). Les activités liées à la consommation de poisson et d'autres aliments prélevés dans la nature, notamment la chasse et la cueillette, ainsi que la préparation des aliments, jouent toujours un rôle crucial dans la vie quotidienne des membres de la collectivité. De telles activités ont été associées à plusieurs avantages socioculturels, notamment un mode de vie plus actif, la diversité des aliments, la participation à des activités culturelles et une sécurité alimentaire accrue (Van Oostdam *et al.*, 2005).

Les avantages sociaux, culturels et économiques des aliments prélevés dans la nature et de la consommation de poisson dans les collectivités autochtones sont bien documentés. Dans une étude de 2000, la plupart des répondants inuits (plus de 80 %) ont déclaré que la récolte et la consommation d'aliments prélevés dans la nature sont associées à plusieurs facteurs qui favorisent le bien-être. Ces activités contribuent à la bonne forme physique et à la santé globale, augmentent la valeur nutritive des repas, favorisent le partage communautaire, apportent des bienfaits culturels, suscitent des liens intergénérationnels importants et permettent l'acquisition de compétences de survie et de connaissances sur l'environnement (Kuhnlein et Chan, 2000; Van Oostdam et al., 2005). Les facteurs économiques jouent aussi un rôle essentiel dans les pratiques de consommation d'aliments prélevés dans la nature en raison du coût élevé de la vie dans l'Arctique (Donaldson et al., 2010).

14.5.3 Synthèse : Avantages de la consommation de poisson

Un régime alimentaire riche en poissons et en fruits de mer offre plusieurs avantages pour la santé et soutient la santé cardiovasculaire et neurologique. Pour les collectivités autochtones, adopter un régime alimentaire riche en aliments prélevés dans la nature, y compris le poisson et les mammifères marins, apporte plusieurs avantages supplémentaires, notamment à l'égard des facteurs sociaux, culturels et économiques. Il est de plus en plus évident que les bienfaits associés à la consommation de poisson devraient aussi être pris en compte dans l'évaluation des risques liés à l'exposition au mercure découlant de la consommation de poisson.

14.6 STRATÉGIES DE RÉDUCTION DE L'EXPOSITION

La communication de risques sous la forme d'avis de santé au public sur la consommation de poissons et de fruits de mer constitue une stratégie courante visant à soutenir la gestion de l'exposition au mercure provenant de l'alimentation. Souvent, de tels avis visent des groupes vulnérables ciblés, comme les femmes en âge de procréer, les femmes enceintes et les enfants, et peuvent fournir une orientation sur la quantité de poisson et les espèces de poisson qu'on peut manger sans danger. Les messages écrits et transmis peuvent influencer la réduction de l'exposition humaine au mercure tout en conservant les importants avantages pour la santé des acides gras oméga-3. Cependant, étant donné les risques d'exposition au mercure inhérents à la consommation de certaines quantités et de certaines espèces de poisson, le public peut se sentir incertain quant aux avantages de la consommation de poisson dans le respect des conseils ou des messages provenant des organismes de santé publique ou des médias (Greiner, Clegg Smith et Guallar, 2010; Shimshack et Ward, 2010). Les profils de réponse aux conseils de santé publique peuvent aider à gérer les risques liés à l'exposition au mercure. On a constaté que les conseils de santé publique visant la réduction de la consommation de certaines espèces de poisson contenant une plus haute teneur en mercure ont réduit l'ingestion de mercure, mais on a aussi constaté qu'ils réduisent simultanément l'apport d'acides gras oméga-3 dans le régime alimentaire (Shimshack et Ward, 2010). Des communications, conseils et stratégies de santé publique équilibrés sont essentiels pour maximiser les avantages pour la santé humaine, par exemple, en soulignant en parallèle,

dans les messages sur le risque, les avantages de la consommation de poisson et les espèces de poissons les plus sûres pour la consommation (Greiner, Clegg Smith et Guallar, 2010; Shimshack et Ward, 2010).

14.6.1 Réduction du risque à l'échelle locale

Les gouvernements provinciaux et territoriaux sont responsables de surveiller les niveaux de contaminants dans les poissons pêchés localement et de publier des avis de santé publique fondés sur leurs constatations quant à la consommation de ces poissons (Wood et Trip, 2010). La plupart des provinces et territoires ont rédigé des conseils régionaux sur la consommation, qui sont souvent publiés conjointement avec les guides locaux sur la pêche.

Les gouvernements provinciaux et territoriaux peuvent recevoir des commentaires de la part de Santé Canada, mais les services de santé locaux demeurent responsables de la rédaction et de la communication des avis spécifiques aux collectivités concernées (Wood et Trip, 2010). Dans l'Arctique canadien, la bioaccumulation de méthylmercure dans les aliments prélevés dans la nature et le nombre limité de substituts abordables à ces aliments qui sont aussi acceptables sur le plan culturel soulèvent des problèmes complexes dans le domaine de la santé publique.

Il est essentiel que les responsables de la santé publique continuent de mettre à jour les messages de santé publique relatifs à la consommation de poissons et de fruits de mer dès qu'ils prennent connaissance de nouvelles avancées dans la recherche. Plusieurs exemples montrent la façon dont les messages publics ont évolué au cours des 12 dernières années dans l'Arctique canadien. En 1995, l'Inuit Tapirisat du Canada (aujourd'hui l'Inuit Tapiriit Kanatami ou l'ITK) a publié ce message public :

« [...] Pour autant que nous le sachions, les risques de santé publique associés à la consommation de béluga et de graisse de phoque sont très faibles et de plus, les avantages l'emportent sur ces risques. » [Traduction] (Usher *et al.*, 1995, cité dans Donaldson *et al.*, 2010).

En 2003, de nouvelles données relatives à une cohorte d'enfants inuits a mené à la publication du message suivant par le Comité de la nutrition et de la santé du Nunavik [CNSN] (Comité de la nutrition et de la santé du Nunavik, 2003, cité dans Donaldson *et al.*, 2010) :

« [...] les résultats d'étude sont intéressants et très utiles pour comprendre l'incidence que les contaminants peuvent avoir sur le développement des nourrissons au Nunavik, mais il est encore plus important d'intégrer ces résultats à notre contexte de santé publique plus vaste, avec les autres influenceurs connus qui touchent la santé des jeunes mères et de leurs bébés. Le service de santé publique conseille que les femmes en âge de procréer (de 13 à 45 ans) s'assurent d'abord de manger en quantité adéquate des aliments nutritifs. Dans la mesure du possible, nous conseillons aux femmes de choisir les aliments prélevés dans la nature qui sont riches en acides gras et moins contaminés aux BPC (omble chevalier, misiraq fait de graisse de phoque plutôt que de béluga). » [Traduction]

Le Comité poursuit en déclarant :

« Le Comité de la nutrition et de la santé et le directeur de la santé publique croient fermement que les aliments prélevés dans la nature constituent généralement les meilleurs aliments pour les Nunavummiuts. Les aliments prélevés dans la nature sont nutritifs, resserrent les liens entre les collectivités et réduisent les risques de développer plusieurs maladies, comme les maladies du cœur et le diabète. Alors, oui, de toute évidence, ils sont toujours propres à la consommation. » [Traduction] (Comité Nutrition et Santé du Nunavik, 2003, cité dans Donaldson et al., 2010).

Le Comité a publié une déclaration générale similaire en 2011, pour indiquer que les aliments prélevés dans la nature continuent d'être les meilleurs aliments pour les Nunavummiuts :

« Le Comité de la nutrition et de la santé du Nunavik et le directeur de santé publique du Nunavik croient fermement que les aliments traditionnels constituent généralement la meilleure nourriture pour les Nunavimmiuts, incluant les femmes enceintes et les enfants. L'Enquête Qanuippitaa de 2004 a démontré que la consommation d'aliments traditionnels avait diminué considérablement au cours de la dernière décennie. Par conséquent, il faut inciter les Nunavimmiuts à accroître leur consommation d'aliments traditionnels. La seule restriction concerne les femmes en âge de procréer qui devraient limiter leur consommation de viande de béluga. » (RRSSSN, 2011)

Cette limitation de la consommation de viande de béluga pour les femmes enceintes et les femmes en âge de procréer suit la publication des résultats de l'Étude sur le développement des enfants au Nunavik, qui laissent supposer que l'exposition prénatale au mercure constituerait un facteur de risque du trouble déficitaire de l'attention dans l'enfance. Le conseil sur la santé suivant a été transmis aux femmes enceintes et aux femmes en âge de procréer du Nunavik :

« Chez les Nunavimmiuts, la principale source d'exposition au mercure est la viande de béluga. Par conséquent, jusqu'à ce que les concentrations de mercure dans cet aliment traditionnel aient diminué, les femmes enceintes et les femmes en âge de procréer devraient réduire leur consommation de cette viande. » (RRSSSN, 2011)

À mesure que d'autres données relatives aux effets sur la santé deviennent disponibles, la relation entre les risques et les avantages de la consommation de poissons et de fruits de mer se complexifie. Néanmoins, il faut transmettre au public un message clair et accessible qui demeure exact et scientifiquement correct. Aucune analyse risquesavantages n'a été réalisée dans le nord du Canada, mais les leçons retenues d'autres instances peuvent servir de guide pour la prise de décisions en matière

de santé publique (Van Oostdam *et al.*, 2005; Van Oostdam *et al.*, 1999).

Des études ont évalué les méthodes de communication des risques et analysé certaines de leurs réussites et difficultés quant à la transmission d'un message clair, mais juste, à certaines collectivités. Certaines études tentent à l'heure actuelle de déterminer de quelle facon les communications de risques étaient transmises par le passé ainsi que les lecons tirées de ces occurrences (Donaldson et al., 2010). Éventuellement, ces études intégreront les communications de risques actuelles de l'Arctique en ce qui a trait à la consommation d'aliments prélevés dans la nature. Les communications de risques au Nunatsiavut. au Nunavik, au Nunavut et dans la région désignée des Inuvialuit dans les Territoires du Nord-Ouest ont été examinées pour déterminer les facteurs clés susceptibles d'avoir le plus d'incidence sur la transmission d'un message approprié (Furgal, comm. pers., cité dans Donaldson et al., 2010).

L'examen de ces études de cas particulières indique que le processus de communication de risques le plus efficace nécessite la participation des experts régionaux et du public dans un processus de communication officiel. Pour que l'information soit correctement diffusée dans une collectivité, les membres de la collectivité doivent participer à l'évaluation des risques et aux processus de communication dès le début de l'étape d'identification des risques. Un processus efficace exige de comprendre en profondeur la perception locale ainsi que les avantages qualitatifs et les risques quand on examine des stratégies d'optimisation des risques et qu'on prépare les messages. Ces études ont défini certaines difficultés liées à la communication de risques, notamment la diffusion de messages qui ne sont pas adaptés au public approprié, l'absence de vérification préalable des messages et l'omission d'une évaluation officielle de l'efficacité des communications de risques. Même s'il ne s'agit que de constatations préliminaires, elles illustrent l'importance de mener d'autres recherches sur la diffusion des messages publics et la création de messages régionaux adaptés, visant des publics et des collectivités spécifiques (Donaldson et al., 2010).

14.6.2 Réduction du risque à l'échelle nationale

En 2010, le gouvernement du Canada publiait une stratégie de gestion des risques relative au mercure qui résumait les mesures prises et planifiées pour réduire les risques liés au mercure. En 2007, Santé Canada a mis à jour sa stratégie de gestion des risques relative au mercure dans le poisson vendu au détail afin de mieux protéger la santé des Canadiens et de respecter les règlements relatifs au mercure dans le poisson de ses partenaires internationaux. On a établi des normes de mercure total dans les poissons vendus au détail et certains grands poissons prédateurs avant une teneur assez élevée en mercure. mais rarement consommés (voir la section 14.2.1 pour en savoir plus). On a réinstauré les avis de consommation de certains types de poissons précis à ce moment, et un avis relatif au thon blanc en conserve a été rédigé. Les avis de consommation, en particulier pour les sous-groupes de populations vulnérables (femmes en âge de procréer, femmes enceintes, femmes qui allaitent et jeunes enfants), ont été rédigés en tenant compte de la dose journalière admissible de méthylmercure préconisée par la Direction des aliments de Santé Canada (Santé Canada, 2007b, 2007c, 2008). La publication *Bien* manger avec le Guide alimentaire canadien de Santé Canada recommande actuellement aux Canadiens une consommation minimale de deux portions de 75 g chacune de poisson par semaine, en particulier des types de poissons qui présentent une faible concentration de mercure et des concentrations élevées d'acides gras oméga-3, comme l'omble, le hareng, le maquereau, le saumon, la sardine et la truite (Santé Canada, 2007d). Non seulement la consommation de ces poissons à faible concentration de mercure et à haute concentration d'acides gras oméga-3 apporte des bienfaits nutritionnels, mais elle apporte aussi des avantages écologiques et économiques, étant donné que ces poissons plus petits, qui se situent dans le bas de la chaîne alimentaire, sont à la fois abondants et abordables (Dewailly et Rouja, 2009).

Santé Canada travaille aussi avec les gouvernements des provinces et territoires pour mettre au point les *Recommandations pour la qualité de l'eau*

potable au Canada qui établissent les concentrations maximales acceptables de micro-organismes et autres substances dans l'eau potable. Les gouvernements des provinces et territoires utilisent les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada comme base pour établir leurs exigences réglementaires applicables à la qualité de l'eau potable. Certains territoires adoptent les recommandations en tout ou en partie directement dans leurs normes ou leurs règlements, alors que d'autres s'en servent au besoin, pour délivrer des licences ou des permis d'exploitation propre à l'emplacement d'une usine de traitement (Gouvernement du Canada, 2010). La recommandation pour la qualité de l'eau potable relative au mercure est de 0,001 mgL⁻¹, mais les niveaux de mercure sont généralement en decà de cette limite (Santé Canada, 1986; Gouvernement du Canada, 2010). Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement et de la santé humaine fournissent des recommandations relatives aux contaminants dans les sols (Gouvernement du Canada, 2010). Il n'existe pas, à l'heure actuelle, de recommandations relatives au méthylmercure dans les sols, mais il en existe pour le mercure inorganique dans les sols (Gouvernement du Canada, 2010).

Les émissions nationales de mercure ont diminué depuis les années 1970 grâce à plusieurs initiatives réglementaires et non réglementaires mises en œuvre par le gouvernement du Canada en collaboration avec les gouvernements provinciaux et territoriaux et l'industrie (Gouvernement du Canada, 2010). Il est interdit en vertu de la législation fédérale d'utiliser du mercure dans les peintures grand public et autres revêtements de surface, dans les revêtements appliqués aux jouets et dans les cosmétiques. Beaucoup d'efforts ont aussi été consentis pour limiter l'exposition au mercure attribuable à l'utilisation et à l'élimination de certains autres produits, plus particulièrement les produits de santé, les cosmétiques, les lampes et les amalgames dentaires. Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a établi des standards pancanadiens s'appliquant au secteur des fonderies de métaux communs, aux émissions de mercure des centrales électriques alimentées au charbon, aux lampes contenant du mercure et au mercure dans les résidus d'amalgames dentaires (Gouvernement du Canada,

2010). Consulter le chapitre 2 pour plus de détails sur les efforts nationaux visant à réduire l'exposition au mercure au Canada.

14.6.3 Réduction du risque à l'échelle internationale

Pleinement conscient des effets néfastes sur la santé et l'environnement associés au transport de mercure provenant de sources étrangères, le gouvernement du Canada participe activement à un certain nombre d'efforts internationaux, notamment l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs et le Plan d'action régional nord-américain relatif au mercure de la Commission de coopération environnementale en Amérique du Nord. Le Canada participe aussi au Conseil de l'Arctique, un forum intergouvernemental axé sur le développement durable et la protection de l'environnement qui réunit les pays et les collectivités arctiques et dont relèvent le Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique et le Programme d'action et de surveillance des contaminants dans l'Arctique (Gouvernement du Canada, 2010).

Le Canada fait partie d'un certain nombre de partenariats, de conventions et de protocoles internationaux liés directement ou indirectement au mercure [p. ex., la Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination, le Protocole à la Convention atmosphérique transfrontière à longue distance relatif aux métaux lourds de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe, le Programme mondial sur le mercure et le Partenariat mondial sur le mercure du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), ainsi que deux Partenariats mondiaux sur le mercure : Combustion du charbon et Transport et devenir du mercure] (Gouvernement du Canada, 2010). Le Canada participe activement au développement d'un traité international sur le mercure en vertu du Programme des Nations Unies pour l'environnement. Les efforts internationaux ainsi que les conventions, les partenariats et les protocoles auxquels prend part le Canada en vue de réduire la pollution et l'exposition au mercure sont énoncés en détail au chapitre 1.

14.6.4 Synthèse : Stratégies de réduction de l'exposition

Dans l'ensemble, plusieurs stratégies visant à réduire l'exposition de la population au méthylmercure ont été mises en œuvre. Ces stratégies comprennent des mesures de santé publique et des efforts de communication de risques visant spécifiquement l'établissement d'un régime alimentaire qui limite l'exposition tout en demeurant nutritif (Gouvernement du Canada, 2010). La réussite globale de ces programmes est démontrée par les faibles degrés d'exposition dans la population canadienne en général et par la réduction, au fil du temps, de l'exposition dans les collectivités autochtones. L'évolution des messages nordiques a réussi à transmettre efficacement les avantages de la consommation d'aliments prélevés dans la nature tout en gérant les risques associés à de hauts degrés d'exposition au méthylmercure. En outre, les programmes de biosurveillance, comme l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé, le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, l'étude MIREC et l'Initiative de biosurveillance des Premières nations, doivent se poursuivre pour fournir des mesures supplémentaires utiles sur les charges de méthylmercure, grâce auxquelles on pourra assurer le suivi de l'efficacité des efforts nationaux et internationaux visant à réduire l'exposition humaine au mercure.

14.7 CONCLUSIONS ET LACUNES SUR LE PLAN DES CONNAISSANCES

14.7.1 Conclusions

Les données de biosurveillance constituent un outil utile et pertinent pour évaluer l'exposition aux contaminants environnementaux au Canada. Ces données servent à établir des fourchettes de référence des concentrations de produits chimiques dans la population canadienne en général aux fins de comparaison avec les sous-populations nationales et les données de biosurveillance d'autres

pays. Les données de biosurveillance établissent également les concentrations de référence des produits chimiques, rendant possible le suivi de l'évolution des concentrations chez les humains. Par ailleurs les initiatives de biosurveillance axées sur la population sont utilisées pour déterminer des mesures stratégiques de santé publique afin de réduire l'exposition et les risques pour la santé qui y sont associés. La biosurveillance continue est essentielle aux stratégies de gestion des risques liés au méthylmercure, car elle appuie les recherches futures sur les liens potentiels entre l'exposition et les effets sur la santé. Les principales conclusions du présent chapitre sont énumérées ci-dessous.

14.7.1.1 Surveillance de l'exposition au mercure chez les Canadiens

- L'exposition au mercure varie en fonction des différences régionales, sociales et professionnelles. Bien que l'exposition moyenne des Canadiens soit faible, le méthylmercure demeure un problème de santé publique potentiel pour les populations qui dépendent fortement de la consommation de grands poissons prédateurs et d'aliments prélevés dans la nature, ainsi que pour les groupes potentiellement vulnérables, notamment les fœtus en développement, les nourrissons et les enfants.
- L'exposition humaine au méthylmercure survient principalement par la consommation de certains aliments, en particulier les poissons et les fruits de mer, le méthylmercure étant presque totalement biodisponible dans les sources de nourriture. L'exposition au mercure provenant des amalgames dentaires n'occasionne aucun effet sur la santé dans la population générale.
- Plusieurs programmes de biosurveillance sont en place pour surveiller l'exposition au méthylmercure dans la population canadienne en général, les collectivités du Nord et les collectivités des Premières nations, ainsi que l'exposition prénatale chez les nourrissons et les enfants.
 D'autres études ont été menées pour évaluer l'exposition au méthylmercure chez les Canadiens asiatiques, les pêcheurs à la ligne et les pêcheurs sportifs.

- Les concentrations de mercure dans le sang indiquent que l'exposition au méthylmercure est faible dans la population en général. Selon les données de dépassement de la valeur recommandée dans le sang produites dans le cadre du cycle 1 de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé, le pourcentage de la population qui dépasse la valeur récemment recommandée de 8 µg/L-1 est faible chez les femmes enceintes, les femmes en âge de procréer et les enfants. Les concentrations de mercure supérieures relevées chez certaines souspopulations découlent généralement des habitudes alimentaires locales et de la tendance culturelle à consommer des poissons et autres aliments prélevés dans la nature, en particulier des fruits de mer et des mammifères marins. Par exemple, les Inuits examinés dans l'est de l'Arctique canadien présentent les concentrations de mercure les plus élevées parmi les populations étudiées à ce jour.
- Les données sur les dépassements semblent indiquer que les concentrations de mercure dans le sang des mères de l'Arctique canadien sont à la baisse depuis plusieurs décennies, vraisemblablement grâce à l'évolution du régime alimentaire et à la sensibilisation.
- Les données disponibles sur les concentrations de mercure chez les personnes des collectivités des Premières nations vivant au sud du 60° parallèle donnent à penser que leur exposition au mercure est relativement faible et généralement inférieure à celle qu'on retrouve chez les populations inuites dans l'Arctique.
- Les études de biosurveillance ciblant des femmes enceintes, des femmes en âge de procréer, des nourrissons et des enfants fournissent toutes la mesure du degré d'exposition au mercure des fœtus et des enfants. Le développement neurologique pendant la petite enfance représente une période critique de vulnérabilité à l'exposition au méthylmercure, de sorte que les enfants sont, par nature, plus vulnérables que les adultes aux effets de l'exposition sur la santé.

14.7.1.2 Risques pour la santé humaine

- Certains effets sur la santé, en particulier des déficiences neurologiques, sont associés à une exposition à des niveaux élevés de méthylmercure. Le système nerveux en développement est considéré comme le système le plus vulnérable aux effets néfastes du méthylmercure, de sorte que les fœtus, les nourrissons et les jeunes enfants en développement risquent davantage de subir des effets néfastes sur la santé en cas d'exposition.
- Les études réalisées au cours des 10 dernières années ont donné à penser qu'il serait possible que certains déficits neurologiques chez l'adulte soient attribuables à l'exposition au mercure.
- Les effets néfastes sur la santé seront plus ou moins graves selon le degré et la durée d'exposition au méthylmercure.
- Certaines études laissent supposer qu'il existe peut-être des incohérences en ce qui concerne les effets précis de l'exposition au méthylmercure sur la santé humaine. Bien que la preuve ne soit pas concluante, les différences d'associations rapportées pourraient découler de la variabilité des habitudes alimentaires, de facteurs génétiques et de la présence d'autres contaminants.
- Les conclusions tirées des données complètes et des analyses de deux études sur des cohortes de naissances dans les îles Féroé et les Seychelles, ainsi que d'études plus récentes menées dans des pays européens, nord-américains et asiatiques, continuent de montrer certaines divergences dans l'évaluation des déficiences neurologiques et du développement neurologique. Les données divergentes provenant de ces études pourraient, en partie, être expliquées par des variations dans la conception des études et les indicateurs évalués, entre autres facteurs potentiels de confusion.
- L'exposition prénatale au mercure a été liée à un développement et un comportement sousoptimaux chez des enfants inuits de 11 ans du Nunavik, dans une cohorte suivie depuis la petite enfance dans le cadre de l'Étude sur le développement des enfants au Nunavik. Cette

- étude indique à tout le moins une certaine longévité des effets sur la santé attribuables à l'exposition prénatale au mercure chez des enfants en développement.
- Les acides gras oméga-3 jouent un rôle essentiel dans le développement neurologique, qui pourrait atténuer ou annuler les effets nocifs de l'exposition prénatale au méthylmercure.
 Cependant, la corrélation positive entre l'acide gras oméga-3 DHA et le développement des enfants est réduite ou absente si les niveaux d'exposition au méthylmercure sont élevés.
- Bien qu'on ait rapporté quelques associations négatives, les preuves soutiennent que l'exposition au méthylmercure pourrait avoir des effets nocifs sur le système cardiovasculaire de l'adulte, car on rapporte désormais plus communément des effets cardiovasculaires attribués au méthylmercure. En dépit de risques relatifs faibles, les conséquences ou effets globaux liés aux maladies cardiovasculaires, qui constituent la cause de mortalité humaine la plus fréquente dans le monde, sont considérables. Malgré des degrés d'exposition élevés, les bienfaits de la consommation de poisson pour le système cardiovasculaire pourraient l'emporter sur les effets des concentrations élevées de mercure. selon les niveaux d'exposition au mercure.

14.7.1.3 Avantages de la consommation de poisson

Le poisson constitue une excellente source de bons gras (acides gras oméga-3), de protéine, de vitamines et de minéraux. On a démontré qu'une alimentation riche en poisson gras, comme le saumon, ou comportant des suppléments alimentaires d'huile de poisson, est bénéfique pour la santé cardiovasculaire et neurologique des adultes, pour la croissance fœtale et le développement neurologique, ainsi que pour le traitement de certaines maladies inflammatoires. Pendant la grossesse, les acides gras oméga-3 sont essentiels pour divers aspects du développement neurologique et on a constaté qu'ils améliorent la fonction neurocognitive.

- Plusieurs études semblent indiquer que les bienfaits de la consommation de poisson pour la santé globale pourraient l'emporter sur les risques relatifs associés à l'exposition au méthylmercure. Même si certaines études n'ont constaté aucune interaction significative entre les niveaux mesurés d'acides gras et de mercure, d'autres ont démontré que les acides gras peuvent diminuer significativement le risque de résultats négatifs pour la santé en présence d'une exposition au mercure.
- En matière d'activités de gestion des risques, il est de plus en plus évident que les bienfaits associés à la consommation de poisson doivent être pondérés en tenant compte de l'exposition potentielle au mercure.
- Des avantages culturels, sociaux et économiques considérables sont associés à un régime alimentaire nordique où figurent des aliments prélevés dans la nature. Dans le nord du Canada, les conseils de santé publique indiquent généralement que les bienfaits de la consommation d'aliments prélevés dans la nature l'emportent sur les risques, mais des efforts de réduction des concentrations doivent être consentis pour éviter de se retrouver devant un dilemme.
- Les collectivités autochtones nourrissent un fort attachement culturel à l'égard de la consommation d'aliments prélevés dans la nature. Ces aliments comportent également des avantages économiques, puisque les aliments achetés au marché ont tendance à être plutôt onéreux dans les régions isolées du nord du Canada.

14.7.1.4 Stratégies de réduction de l'exposition

 Les stratégies de réduction de l'exposition comprennent des mesures critiques de santé publique et des efforts de communication de risques efficaces visant spécifiquement l'établissement d'un régime alimentaire qui limite l'exposition tout en demeurant nutritif.

- Santé Canada a rédigé des avis relatifs à la consommation de poisson pour certains types de poissons vendus au détail à l'intention de la population générale. La surveillance des niveaux de méthylmercure du poisson vendu au détail et du poisson de sport fournit les renseignements nécessaires pour protéger adéquatement la santé publique.
- L'évolution des messages nordiques a réussi à transmettre efficacement les avantages de la consommation d'aliments prélevés dans la nature tout en gérant les risques associés à de hauts degrés d'exposition au méthylmercure. L'examen de ces études de cas particulières indique que le processus de communication de risques le plus efficace nécessite la participation des experts régionaux et du public dans un processus de communication officiel.
- Les efforts pour limiter l'exposition au mercure ont été bonifiés par des initiatives réglementaires nationales et internationales qui servent à limiter les émissions anthropiques de mercure.

14.7.2 Lacunes sur le plan des connaissances

Les principales lacunes sur le plan des connaissances relevées aux sections 14.3, 14.4, 14.5 et 14.6 sont énoncées ci-dessous.

14.7.2.1 Surveillance de l'exposition au mercure chez les Canadiens

 Les efforts de biosurveillance doivent se poursuivre dans tout le Canada. Même si on recueille actuellement des données pour évaluer l'exposition aux contaminants des Canadiens et établir des niveaux de référence, des études de suivi aideront les enquêteurs à déterminer les tendances de l'exposition au méthylmercure, ce qui est particulièrement important dans l'Arctique canadien et près des grandes voies navigables dans le sud du Canada.

- Les études nordiques soutenues par le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord et les initiatives des Premières nations devraient continuer de fournir de précieux renseignements de santé publique sur les concentrations de contaminants, y compris le méthylmercure, chez les collectivités autochtones. La surveillance continue sous forme d'études de suivi est nécessaire pour tous les groupes de population dont il a été question dans ce chapitre. Les activités de biosurveillance des sous-populations avant une alimentation riche en poissons et en fruits de mer fourniront des renseignements utiles qui aideront à l'élaboration des futurs avis sur la consommation de poisson. Cette surveillance est particulièrement importante dans l'Arctique canadien afin de mieux comprendre les tendances temporelles de l'exposition au méthylmercure. La combinaison des études sur l'exposition, des questionnaires sur la fréquence de consommation des aliments et des enquêtes sur les habitudes de vie, associée à des conceptions d'étude appropriées, peut procurer aux chercheurs d'autres données et observations sur les sources d'exposition possibles.
- Très peu d'études ont été menées pour évaluer l'exposition au mercure des groupes vulnérables, comme les nourrissons et les enfants. L'Enquête canadienne sur les mesures de la santé couvre un vaste groupe d'âge aux fins de biosurveillance, mais il demeure important de surveiller aussi les nourrissons et les enfants de moins de six ans. Ce dernier groupe pourrait être plus vulnérable à l'exposition au mercure en raison des processus de développement neurologique en cours à cet âge.
- La biosurveillance continue des Canadiens pourrait permettre aux responsables de la santé publique de mettre en œuvre de nouvelles stratégies de gestion des risques liés au méthylmercure, car elle appuie les recherches futures sur les liens potentiels entre l'exposition et les effets sur la santé. Les initiatives de biosurveillance basées sur la population servent à déterminer les mesures stratégiques à prendre en matière de santé publique afin de réduire l'exposition et les risques pour la santé qui y sont associés. Les

données de biosurveillance sont importantes, car elles permettent aussi de mesurer l'efficacité des efforts nationaux et internationaux visant à réduire l'exposition au méthylmercure au moyen du suivi des tendances temporelles de l'exposition au méthylmercure. C'est particulièrement important dans l'Arctique canadien, qui joue le rôle d'un récepteur pour les polluants tel le mercure.

14.7.2.2 Risques pour la santé humaine

- On a constaté certaines divergences entre les résultats des études épidémiologiques qui ont examiné les troubles de santé attribuables à l'exposition au méthylmercure (p. ex., développement neurologique, système cardiovasculaire). Il conviendra peut-être de traiter les facteurs de confusion susceptibles d'être à l'origine des divergences entre les études, comme les habitudes de consommation de poisson et des différences dans la composition des mélanges de substances chimiques présents dans les sources d'aliments locaux. D'autres recherches sont nécessaires dans ce domaine pour comprendre ces effets sur la santé.
- Les recherches visant à établir des associations entre le mercure et les maladies cardiovasculaires ne sont pas concluantes. D'autres études dans ce domaine pourraient contribuer à mieux comprendre cette association, étant donné les conséquences considérables de ces maladies sur la santé.
- L'Étude sur le développement des enfants au Nunavik a fourni certaines données relatives à la longévité des effets de l'exposition prénatale et postnatale au méthylmercure sur la cognition et le développement. D'autres recherches relatives aux effets sur la santé aideront à déterminer si les effets sur la santé de l'exposition au méthylmercure sont persistants.
- Les études laissant supposer un rôle possible du méthylmercure dans la modification de la fonction immunitaire pourraient être examinées plus en profondeur, car les recherches sur la relation entre l'exposition au méthylmercure, le développement de maladies immunologiques et la réponse immunitaire ne sont pas concluantes.

- L'équilibre entre les avantages nutritionnels liés aux acides gras oméga-3 et les risques liés à l'exposition au méthylmercure provenant des poissons reste incertain. Les résultats soulignent les bienfaits d'une alimentation riche en poissons et fruits de mer, mais démontrent également que l'interaction entre les éléments nutritifs et le méthylmercure continue d'être dissimulée par des facteurs de confusion, notamment les limites inhérentes à la modélisation. D'autres recherches pourraient aider à illustrer dans quelle mesure les éléments nutritifs du poisson, comme les acides gras oméga-3, ont une incidence positive par rapport aux effets sur la santé du méthylmercure.
- On en sait très peu sur les effets potentiels du méthylmercure sur la santé rénale et sur ses effets cancérogènes potentiels chez les humains.
- Les constatations expérimentales laissent entendre que certains éléments nutritifs, comme le sélénium, pourraient atténuer les effets sur la santé du mercure; par contre, les études sur des humains n'ont pas confirmé avec certitude ces conclusions. D'autres recherches sont nécessaires pour examiner le rôle du sélénium et d'autres éléments nutritifs en tant que modificateurs potentiels des effets du méthylmercure sur la santé, en tenant compte des possibles facteurs de confusion, comme la variabilité génétique et les ratios éléments nutritifs-mercure.

14.7.2.3 Avantages de la consommation de poisson

• Plusieurs des études qui lient la consommation de poisson à des résultats cardiovasculaires améliorés sont divergentes. D'autres recherches pourraient être requises pour mieux comprendre les avantages globaux sur la santé de la consommation de poisson, car il n'existe pas suffisamment de preuves à l'heure actuelle pour conclure que l'exposition au méthylmercure est une cause de maladies coronariennes, ce qui limite les analyses quantitatives risques-bienfaits des avantages liés à la consommation de poisson (apport en acide eicosapentanoïque (EPA) et en acide docosahexanoïque (DHA)) par rapport aux risques liés à l'exposition au méthylmercure. Il a été recommandé que les recherches à venir se concentrent sur les bienfaits nutritionnels de la consommation de poisson à différents stades de la vie, puisque les risques liés à l'exposition au mercure et les bienfaits nutritionnels liés à la consommation de poisson pourraient varier en importance selon le stade de vie.

14.7.2.4 Stratégies de réduction de l'exposition

- Il faut travailler davantage pour examiner le processus d'ajustement et d'intégration des bienfaits et des risques dans la communication de risques sur le mercure, particulièrement en ce qui concerne l'exposition au mercure et les bienfaits nutritionnels et socioéconomiques de la consommation d'aliments prélevés dans la nature dans l'Arctique canadien. Les processus d'analyse risques-bienfaits pourront aussi contribuer aux stratégies de gestion et de communication relatives au mercure à l'intention des groupes vulnérables aux effets sur la santé du méthylmercure, comme les fœtus, les nourrissons et les enfants.
- Les communications de risques sur le mercure dans les aliments prélevés dans la nature ont évolué dans le Nord. Il est essentiel de continuer à mener des recherches sur la diffusion des messages publics et la création de messages régionaux adaptés visant des collectivités et des auditoires précis.
- La biosurveillance continue est nécessaire pour soutenir la prise de décision nationale et internationale sur le mercure et pour assurer le suivi de l'efficacité des ententes nationales et internationales.

14.9 REFERENCES

AANDC, 2010. Northern Contaminants Program, Aboriginal Affairs and Northern Development Canada. Retrieved from: http://www.aadnc-aandc.gc.ca/eng/1100100035611.

Abdelouahab, N., Vanier, C., Baldwin, M., Garceau, S., Lucotte, M., Mergler, D., 2008. Ecosystem matters: Fish consumption, mercury intake and exposure among fluvial lake fish-eaters. Science of the Total Environment 407, 154–164.

AMAP, 2009. AMAP Assessment 2009: Human Health in the Arctic, Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway.

Armstrong, B., Tofflemire, K., Myles, E., Receveur, O., Chan. L., 2007. Monitoring Temporal Trends of Human Environmental Contaminants in the NWT study. Department of Health and Social Services, Government of Northwest Territories.

ATSDR, 1999. Toxicological Profile for Mercury, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Atlanta, Georgia.

Auger, N., Kofman, O., Kosatsky, T., Armstrong, B., 2005. Low-level methylmercury exposure as a risk factor for neurologic abnormalities in adults. NeuroToxicology 26, 149–157.

Axelrad, D.A., Bellinger, D.C., Ryan, L.M., Woodruff, T.J., 2007. Dose–response relationship of prenatal mercury exposure and IQ: An integrative analysis of epidemiologic data. Environmental Health Perspectives 115, 609–615.

Ayotte, P., Carrier, A., Ouellet, N., Boiteau, V., Abdous, B., Sidi, E.A.L., Château-Degat, M.-L., Dewailly, E., 2011. Relation between methylmercury exposure and plasma paraoxonase activity in inuit adults from nunavik. Environmental Health Perspectectives 119, 1077–1083.

Bautista, L.E., Stein, J.H., Morgan, B.J., Stanton, N., Young, T., Nieto, F.J., 2009. Association of blood and hair mercury with blood pressure and vascular reactivity. Wisconsin Medical Journal 108, 250–252.

Bélanger, M.-C., Mirault, M.-E., Dewailly, E., Plante, M., Berthiaume, L., Noël, M., Julien, P., 2008. Seasonal mercury exposure and oxidant-antioxidant status of James Bay sport fishermen. Metabolism: Clinical and Experimental 57, 630–636.

Belles-Isles, M., Ayotte, P., Dewailly, E., Weber J.P., Roy, R., 2002. Cord blood lymphocyte functions in newborns from a remote maritime population exposed to organochlorines and methylmercury. Journal Toxicology Environmental Health - Part A 65, 165–182.

Benefice, E., Luna-Monrroy, S., Lopez-Rodriguez, R., 2010. Fishing activity, health characteristics and mercury exposure of Amerindian women living alongside the Beni River (Amazonian Bolivia). International Journal of Hygiene and Environmental Health 213, 458–464.

Berzas Nevado, J.J., Rodríguez Martín-Doimeadios, R.C., Guzmán Bernardo, F.J., Jiménez Moreno, M., Herculano, A.M., do Nascimento, J.L.M., Crespo-López, M.E., 2010. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: a review. Environment International 36, 593-608.

Bilrha, H., Roy, R., Moreau, B., Belles-Isles, M., Dewailly, É., Ayotte, P., 2003. In vitro activation of cord blood mononuclear cells and cytokine production in a remote coastal population exposed to organochlorines and methyl mercury. Environmental Health Perspectives 111, 1952–1957.

Boischio, A.A.P., Cernichiari, E., 1998. Longitudinal hair mercury concentration in riverside mothers along the Upper Madeira river (Brazil). Environmental Research. 77, 79-83.

Boucher, O., Bastien, C.H., Saint-Amour, D., Dewailly, T., Ayotte, P., Jacobson, J.L., Jacobson, S.W., Muckle, G., 2010. Prenatal exposure to methylmercury and PCBs affects distinct stages of information processing: An event-related potential study with Inuit children. NeuroToxicology 31, 373–384.

Boucher, O., Burden, M.J., Muckle, G., Saint-Amour, D., Ayotte, P., Dewailly, E., Nelson, C.A., Jacobson, S.W., J.L. Jacobson, 2012. Response inhibition and

error monitoring during a visual Go/No-Go task in Inuit children exposed to lead, polychlorinated biphenyls, and methylmercury. Environmental Health Perspectives. 120, 608-15.

Brender, J.D., Suarez, L., Felkner, M., Gilani, Z., Stinchcomb, D., Moody, K., Henry, J., Hendricks, K., 2006. Maternal exposure to arsenic, cadmium, lead, and mercury and neural tube defects in offspring. Environmental Research 101, 132–139.

Budtz-Jørgensen, E., Grandjean, P., Weihe, P., 2007. Separation of risks and benefits of seafood intake. Environmental Health Perspectives 115, 323–327.

Butler Walker, J., Houseman, J., Seddon, L., McMullen, E., Tofflemire, K., Mills, C., Corriveau, A., Weber, J., Leblanc, A., Walker, M., Donaldson, S.G., Van Oostdam, J., 2006. Maternal and umbilical cord blood levels of mercury, lead, cadmium, and essential trace elements in Arctic Canada. Environmental Research 100, 295–318.

Canuel, R., de Grosbois, S.B., Atikessé, L., Lucotte, M., Arp, P., Ritchie, C., Mergler, D., Chan, H.M., Amyot, M., Anderson, R., 2006. New evidence on variations of human body burden of methylmercury from fish consumption. Environmental Health Perspectives 114, 302-306.

CCME, 2005. Canada-Wide Standards for Mercury (Mercury Emissions, Mercury-Containing Lamps, and Mercury for Dental Amalgam Waste) A Report on Progress, Canadian Council of Ministers of the Environment.

CCME, 2007. Canada-Wide Standards for Mercury, A Report on Compliance and Evaluation Mercury from Dental Amalgam Waste, A Report on Progress Mercury Emissions and Mercury-Containing Lamps, Canadian Council of Ministers of the Environment.

CCOHS, 2003. Canadian Centre for Occupational Health and Safety. Mercury. 4-Working Safely with Mercury. Retrieved from: http://www.ccohs.ca/oshanswers/chemicals/chem_profiles/mercury/working mercury.html# 1 7.

CEC, 2011. Trinational Biomonitoring Study:
Assessment of Persistent Organic Pollutants and
Selected Metals in the Blood of First-Birth Mothers
in Southern Canada and Mexico and in Women of
Reproductive Age in the United States. Commission for
Environmental Cooperation, Montreal, Canada.

Chan, L., Receveur, O., Sharp, D., Schwartz, H., Ing, A., Tikhonov, C., 2011. First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES): Results from British Columbia (2008/2009). University of Northern British Columbia, Prince George.

Chang, J.-W., M.-C. Pai, H.-L. Chen, H.-R. Guo, H.-J. Su and C.-C. Lee, 2008. Cognitive function and blood methylmercury in adults living near a deserted chloralkali factory. Environmental Research 108, 334–339.

Chateau-Degat, M.-L., Dewailly, E., Noël, M., Valera, B., Ferland, A., Counil, E., Poirier, P., Egeland, G.M., 2010. Hypertension among the Inuit from Nunavik: Should we expect an increase because of obesity? International Journal of Circumpolar Health 69, 361-72

Choi, A.L., Budtz-Jørgensen, E., Jørgensen, P.J., Steuerwald, U., Debes, F., Weihe, P., Grandjean, P., 2008. Selenium as a potential protective factor against mercury developmental neurotoxicity. Environmental Research 107, 45–52.

Choi, A.L., Weihe, P., Budtz-Jørgensen, E., Jørgensen, P.J., Salonen, J.T., Tuomainen, T.-P., Murata, K., Nielsen, H.P., Petersen, M.S., Askham, J., Grandjean, P., 2009. Methylmercury exposure and adverse cardiovascular effects in Faroese Whaling men. Environmental Health Perspectives 117, 367–372.

Clarkson, T.W., Strain, J.J., 2003. Nutritional factors may modify the toxic action of methyl mercury in fish-eating populations. Journal of Nutrition 133, 1539S–1543S.

Clarkson, T.W., Magos, L., 2006. The toxicology of mercury and its chemical compounds. Critical Reviews in Toxicology 36, 609-662.

Clarkson, T.W., Vyas, J.B., Ballatori, N., 2007. Mechanisms of mercury disposition in the body. American Journal of Industrial Medicine 50, 757-764.

Cohen, J.T., Bellinger, D.C., Shaywitz, B.A., 2005a. A quantitative analysis of prenatal methylmercury exposure and cognitive development. American Journal of Preventive Medicine 29, 353.e1–353.e24.

Cohen, J.T., Bellinger, D.C., Connor, W.E., Kris-Etherton, P.M., Lawrence, R.S., Savitz, D.A, Shaywitz, B.A, Teutsch, S.M., Gray, G.M., 2005b. A quantitative risk-benefit analysis of changes in population fish consumption. American Journal of Preventive Medicine 29, 325–334.

Cohen, J.T., Bellinger, D.C., Connor, W.E., Shaywitz, B.A., 2005c. A quantitative analysis of prenatal intake of n-3 polyunsaturated fatty acids and cognitive development. American Journal of Preventive Medicine 29, 366.e1–366.e12.

Cole, D.C., Kearney, J., Sanin, L.H., Leblanc, A., Weber, J.-P., 2004. Blood mercury levels among Ontario anglers and sport-fish eaters. Environmental Research 95, 305–314.

Cordier, S., Garel, M., Mandereau, L., Morcel, H., Doineau, P., Gosme-Seguret, S., Josse, D., White, R., Amiel-Tison, C., 2002. Neurodevelopmental investigations among methylmercury-exposed children in French Guiana. Environmental Research 89, 1–11.

Cox, C., Clarkson, T.W., Marsh, D.O., Amin-Zaki, L., Al Tikriti, S., Myers, G.G., 1989. Dose-response analysis of infants prenatally exposed to methyl mercury: an application of a single compartment model to single-strand hair analysis. Environmental Research 49, 318-332.

Crump, K.S., Kjellström, T., Shipp, A.M., Silvers, A., Stewart, A., 1998. Influence of prenatal mercury exposure upon scholastic and psychological test performance: Benchmark analysis of a New Zealand cohort. Risk Analysis 18, 701–713.

Dallaire, F., Dewailly, É., Muckle, G., Ayotte, P., 2003. Time trends of persistent organic pollutants and heavy metals in umbilical cord blood of inuit infants born in Nunavik (Québec, Canada) between 1994 and 2001. Environmental Health Perspectives 111, 1660–1664.

Davidson, P.W., Myers, G.J., Cox, C., Axtell, C., Shamlaye, C., Sloane-Reeves, J., Cernichiari, E., Needham, L., Choi, A., Wang, Y., Berlin, M., and Clarkson, T.W., 1998. Effects of prenatal and postnatal methylmercury exposure from fish consumption on neurodevelopment: Outcomes at 66 months of age in the Seychelles child development study. Journal of the American Medical Association 280, 701–707.

Davidson, P.W., Myers, G.J., Weiss, B., Shamlaye, C.F., Cox, C., 2006. Prenatal methyl mercury exposure from fish consumption and child development: A review of evidence and perspectives from the Seychelles Child Development Study. NeuroToxicology 27, 1106–1109.

Davidson, P.W., Jean-Sloane-Reeves, Myers, G.J., Hansen, O.N., Huang, L.-S., Georger, L.A., Cox, C., Thurston, S.W., Shamlaye, C.F., Clarkson, T.W., 2008a. Association between prenatal exposure to methylmercury and visuospatial ability at 10.7 years in the seychelles child development study. NeuroToxicology 29, 453–459.

Davidson, P.W., Strain, J.J., Myers, G.J., Thurston, S.W., Bonham, M.P., Shamlaye, C.F., Stokes-Riner, A., Wallace, J.M.W., Robson, P.J., Duffy, E.M., Georger, L.A., Sloane-Reeves, J., Cernichiari, E., Canfield, R.L., Cox, C., Huang, L.S., Janciuras, J., Clarkson, T.W., 2008b. Neurodevelopmental effects of maternal nutritional status and exposure to methylmercury from eating fish during pregnancy. NeuroToxicology 29, 767–775.

Davidson, P.W., Leste, A., Benstrong, E., Burns, C.M., Valentin, J., Sloane-Reeves, J., Huang, L.-S., Miller, W.A., Gunzler, D., van Wijngaarden, E., Watson, G.E., Zareba, G., Shamlaye, C.F., Myers, G.J., 2010. Fish consumption, mercury exposure, and their associations with scholastic achievement in the Seychelles Child Development Study. NeuroToxicology 31, 439–447.

Davies, K., 2001. EAGLE Project Contaminants in Human Tissues.

de Marco, K.C., Passos, C.J.S., Sertorio, J., Tanus-Santos, J.E., Barbosa Jr., F., 2010. Environmental exposure to methylmercury is associated with a decrease in nitric oxide production. Basic and Clinical Pharmacology and Toxicology 106, 411–415.

Debes, F., Budtz-Jørgensen, E., Weihe, P., White, R.F., Grandjean, P., 2006. Impact of prenatal methylmercury exposure on neurobehavioral function at age 14 years. Neurotoxicology and Teratology 28, 363–375.

Després, C., Beuter, A., Richer, F., Poitras, K., Veilleux, A., Ayotte, P., Dewailly, É., Saint-Amour, D., Muckle, G., 2005. Neuromotor functions in Inuit preschool children exposed to Pb, PCBs, and Hg. Neurotoxicology and Teratology 27, 245–257.

Dewailly, É., Bruneau, S., Ayotte, P., Lebel, G., Muckle, G., Rhainds, M., 1998. Évaluation de l'exposition prénatale aux organochlorés et aux métaux lourds chez les nouveaunés du Nunavik, 1993–1996. Beauport: Centre de Santé Publique de Québec, Université Laval, Québec.

Dewailly, É., Ayotte, P., Bruneau, S., Lebel, G., Levallois, P., Weber, J.P., 2001. Exposure of the Inuit population of Nunavik (Arctic Québec) to lead and mercury. Archives of Environmental Health 56, 350–357.

Dewailly, E., Rouja, P., 2009. Think Big, Eat Small. Science 326, 44.

Donaldson, S.G., Van Oostdam, J., Tikhonov, C., Feeley, M., Armstrong, B., Ayotte, P., Boucher, O., Bowers, W., Chan, L., Dallaire, F., Dallaire, R., Dewailly, É., Edwards, J., Egeland, G.M., Fontaine, J., Furgal, C., Leech, T., Loring, E., Muckle, G., Nancarrow, T., Pereg, D., Plusquellec, P., Potyrala, M., Receveur, O., Shearer, R.G., 2010. Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 408, 5165–5234.

Drouillet-Pinard, P., Huel, G., Slama, R., Forhan, A., Sahuquillo, J., Goua, V., Thiébaugeorges, O., Foliguet, B., Magnin, G., Kaminski, M., Cordier, S., Charles, M.-A., 2010. Prenatal mercury contamination: Relationship with maternal seafood consumption during pregnancy and fetal growth in the 'EDEN mother—child' cohort. British Journal of Nutrition 104, 1096–1100.

FAO/WHO, 2011. Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation on the Risks and Benefits of Fish Consumption. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome; World Health Organization, Geneva.

Fontaine, J., Dewailly, É., Benedetti, J.-L., Pereg, D., Ayotte, P., Déry, S., 2008. Re-evaluation of blood mercury, lead and cadmium concentrations in the Inuit population of Nunavik (Québec): A cross-sectional study. Environmental Health: A Global Access Science Source 7.

Foster, W.G., Cheung, A.P., Davis, K., Graves, G., Jarrell, J., Leblanc, A., Liang, C.L., Leech, T., Walker, M., Weber, J.P., Van Oostdam, J. 2012. Circulating metals and persistent organic pollutant concentrations in Canadian and non-Canadian born primiparous women from five Canadian centres: Results of a pilot study. Science of the Total Environment 435-436, 326-36.

Futatsuka, M., Kitano, T., Shono, M., Nagano, M., Wakamiya, J., Miyamoto, K., Ushijima, K., Inaoka, T., Fukuda, Y., Nakagawa, M., Arimura, K., Osame, M., 2005. Long-term follow-up study of health status in population living in methylmercury-polluted area. Environmental Sciences: an international journal of environmental physiology and toxicology 12, 239-282.

Gallagher, C.M., Meliker, J.R., 2012. Mercury and thyroid autoantibodies in U.S. women, NHANES 2007-2008. Environment International 40, 39-43.

Gao, Y., Yan, C.-H., Tian, Y., Wang, Y., Xie, H.-F., Zhou, X., Yu, X.-D., Yu, X.-G., Tong, S., Zhou, Q.-X., Shen, X.-M., 2007. Prenatal exposure to mercury and neurobehavioral development of neonates in Zhoushan City, China. Environmental Research 105, 390–399.

Gilman, A., Dewailly, E., Feeley, M., Jerome, V., Kuhnlein, H., Kwavnick, B., Neve, S., Tracy, B., Usher, P., Van Oostdam, J., Walker, J., Wheatley, B., 1997. Chapter 4: Human Health. In: Jensen, J., Adare, K., and Shearer, R. (Eds), Canadian Arctic Contaminants Assessment Report, Northern Contaminants Program, Ottawa, Ontario, Canada; Department of Indian Affairs and Northern Development.

Godin, C., Shatenstein, B., Paradis, G., Kosatsky, T., 2003. Absence of cardiovascular benefits and sportfish consumption among St. Lawrence River anglers. Environmental Research 93, 241–247.

Government of Canada, 2010. Risk Management Strategy for Mercury. Environment Canada and Health Canada.

Grandjean, P., Jørgensen, P.J., Weihe, P., 1994. Human milk as a source of methylmercury. Exposure in infants. Environmental Health Perspectives 102, 74–77.

Grandjean, P., Weihe, J., Needham, L.L., Burse, V.W., Patterson, D.G., Jr., Sampson, E.J., Jorgensen, P.J., Vahter, M., 1996. Relation of a seafood diet to mercury, selenium, arsenic, and polychlorinated biphenyl and other organochlorine concentrations in human milk. Environmental Research 71, 29–38.

Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., Debes, F., Araki, S., Yokoyama, K., Murata, K., Sørensen, N., Dahl, R., Jørgensen, P.J., 1997. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. Neurotoxicology and Teratology 19, 417–428.

Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., Debes, F., 1998. Cognitive performance of children prenatally exposed to "safe" levels of methylmercury. Environmental Research 77, 165–172.

Grandjean, P., White, R.F., Nielsen, A., Cleary, D., De Oliveira Santos, E.C., 1999. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. Environmental Health Perspectives 107, 587–591.

Grandjean, P., Bjerve, K.S., Weihe, P., Steuerwald, U., 2001. Birthweight in a fishing community: Significance of essential fatty acids and marine food contaminants. International Journal of Epidemiology 30, 1272–1278.

Grandjean, P., White, R.F., Weihe, P., and Jørgensen, P.J., 2003. Neurotoxic risk caused by stable and variable exposure to methylmercury from seafood. Ambulatory Pediatrics 3, 18–23.

Grandjean, P., Murata, K., Budtz-Jørgensen, E., and Weihe, P., 2004. Cardiac autonomic activity in methylmercury neurotoxicity: 14-Year follow-up of a Faroese birth cohort. Journal of Pediatrics 144, 169–176.

Grandjean, P., Budtz-Jørgensen, E., 2010. An ignored risk factor in toxicology: The total imprecision of exposure assessment. Pure and Applied Chemistry 82, 383-391.

Grandjean, P., Poulsen, L.K., Heilmann, C., Steuerwald, U., Weihe, P., 2010a. Allergy and sensitization during childhood associated with prenatal and lactational exposure to marine pollutants. Environmental Health Perspectives 118, 1429–1433.

Grandjean, P., Satoh, H., Murata, K., Eto, K., 2010b. Adverse effects of methylmercury: Environmental health research implications. Environmental Health Perspectives 118, 1137–1145.

Greiner, A., Clegg Smith, K., Guallar, E., 2010. Something fishy? News media presentation of complex health issues related to fish consumption guidelines. Public Health Nutrition 13, 1786-1794.

Grotto, D., De Castro, M.M., Barcelos, G.R.M., Garcia, S.C., Barbosa Jr., F., 2009. Low level and sub-chronic exposure to methylmercury induces hypertension in rats: Nitric oxide depletion and oxidative damage as possible mechanisms. Archives of Toxicology 83, 653–662.

Guallar, E., Sanz-Gallardo, M.I., Van'T Veer, P., Bode, P., Aro, A., Gómez-Aracena, J., Kark, J. D., Riemersma, R.A., Martín-Moreno, J.M., Kok, F.J., 2002. Mercury, fish oils, and the risk of myocardial infarction. New

England Journal of Medicine 347, 1747–1754. Gupta, S., Barlow, M., Donaldson, S., 2005. Chapter 13: Mercury Exposure and Human Health Effects: A Canadian Perspective. Mercury: Sources, Measurements, Cycles, and Effects. Parsons, M.B., Percival, J.B. (Eds). Mineralogical Association of Canada Short Course Series 34, Halifax, Nova Scotia, pp. 259–286.

Hallgren, C.G., Hallmans, G., Jansson, J.-H., Marklund, S.L., Huhtasaari, F., Schütz, A., Strömberg, U., Vessby, B., Skerfving, S., 2001. Markers of high fish intake are associated with decreased risk of a first myocardial infarction. British Journal of Nutrition 86, 397–404.

Harada, M., Fujino, T., Oorui, T., Nakachi, S., Nou, T., Kizaki, T., Hitomi, Y., Nakano, N., Ohno, H., 2005. Followup study of mercury pollution in indigenous tribe reservations in the Province of Ontario, Canada, 1975-2002. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 74, 689-697

Harris, R.C., Rudd, J.W.M., Amyot, M., Babiarz, C.L., Beaty, K.G., Blanchfield, P.J., Bodaly, R.A., Branfireun, B.A., Gilmour, C.C., Graydon, J.A., Heyes, A., Hintelmann, H., Hurley, J.P., Kelly, C.A., Krabbenhoft, D.P., Lindberg, S.E., Mason, R.P., Paterson, M.J., Podemski, C.L., Robinson, A., Sandilands, K.A., Southworth, G.R., St. Louis, V.L., Tate, M.T., 2007. Whole-ecosystem study shows rapid fish-mercury response to changes in mercury deposition. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 104, 16586–16591.

Health Canada, 1986. Guidelines for Canadian
Drinking Water Quality: Guideline Technical Document
— Mercury. Healthy Environments and Consumer
Safety Branch, Minister of Health Canada, Ottawa.

Health Canada, 1996. The Safety of Dental Amalgam. Minister of Supply and Services Canada.

Health Canada, 1999. Methylmercury in Canada. III. Medical Services Branch, Health Canada, Minister of Public Works and Government Services Canada, Ottawa.

Health Canada, 2007a. Human Health Risk Assessment of Mercury in Fish and Health Benefits of Fish Consumption. Health Products and Food Branch, Minister of Health Canada, Ottawa.

Health Canada, 2007b. Canadian standards (Maximum Levels) for various chemical contaminants in foods. Retrieved from: http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/securit/chem-chim/contaminants-guidelines-directives-eng. php

Health Canada, 2007c. Updating the Existing Risk Management Strategy for Mercury in Retail Fish. Health Products and Food Branch, Minister of Health Canada, Ottawa.

Health Canada, 2007d. Eating well with Canada's food guide: A resource for educators and communicators. Minister of Health Canada, Ottawa.

Health Canada, 2008. Consumption advice: Making informed choices about fish. Retrieved from: http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/securit/chem-chim/environ/mercur/cons-adv-etud-eng.php

Health Canada, 2010a. Report on Human Biomonitoring of Environmental Chemicals: Results of the Canadian Health Measures Survey Cyle 1 (2007– 2009). Minister of Health, Ottawa.

Health Canada, 2010b. Maternal-Infant Research on Environmental Chemicals (The MIREC Study). Retrieved from: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/contaminants/human-humaine/mirec-eng.php.

Health Canada, 2010c. Sources of Federal Government and Employee Information. Retrieved from http://www.infosource.gc.ca.

Heath, J.C., Banna, K.M., Reed, M.N., Pesek, E.F., Cole, N., Li, J., Newland, M.C., 2010. Dietary selenium protects against selected signs of aging and methylmercury exposure. NeuroToxicology 31, 169-179.

Hislop, J.S., Collier, T.R., White, G.P., Khathing, D., French, E., 1983. The use of keratinised tissues to monitor the detailed exposure of man to

methylmercury from fish. In: Brown SS (Ed.), Clinical Toxicology and Clinical Chemistry of Metals, Academic Press, New York.

Innis, S.M., Palaty, J., Vaghri, Z., Lockitch, G., 2006. Increased levels of mercury associated with high fish intakes among children from Vancouver, Canada. Journal of Pediatrics 148, 759–763.

Inskip, M.J., Piotroski, J.K., 1985. Review of the health effects of methylmercury. Journal of Applied Toxicology 5, 113–133.

Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the German Federal Environmental Agency, 1999. Substance Monograph: Mercury - Reference Values and Human Biomonitoring (HBM) Levels. Germany.

Jacobson, J.L., Jacobson, S.W., Muckle, G., Kaplan-Estrin, M., Ayotte, P., Dewailly, E., 2008. Beneficial Effects of a Polyunsaturated Fatty Acid on Infant Development: Evidence from the Inuit of Arctic Québec. Journal of Pediatrics 152, 356–364.e1.

JECFA, 2003. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Summary and Conclusions Sixty-first meeting. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, World Health Organization, Geneva.

JECFA, 2011. Safety evaluation of certain contaminants in food. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). WHO Additives Series 63. FAO JECFA monograph 8. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, World Health Organization, Geneva.

Jedrychowski, W., Jankowski, J., Flak, E., Skarupa, A., Mroz, E., Sochacka-Tatara, E., Lisowska-Miszczyk, I., Szpanowska-Wohn, A., Rauh, V., Skolicki, Z., Kaim, I., Perera, F., 2006. Effects of Prenatal Exposure to Mercury on Cognitive and Psychomotor Function in One-Year-Old Infants: Epidemiologic Cohort Study in Poland. Annals of Epidemiology 16, 439–447.

Jedrychowski, W., Perera, F., Jankowski, J., Rauh, V., Flak, E., Caldwell, K.L., Jones, R.L., Pac, A., Lisowska-Miszczyk, I., 2007. Fish consumption in pregnancy, cord blood mercury level and cognitive and psychomotor development of infants followed over the first three years of life. Krakow epidemiologic study. Environment International 33, 1057–1062.

Jensen, T.K., Grandjean, P., Jørgensen, E.B., White, R.F., Debes, F., Weihe, P., 2005. Effects of breast feeding on neuropsychological development in a community with methylmercury exposure from seafood. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 15, 423–430.

Kosatsky, T., Przybysz, R., Shatenstein, B., Weber, J.-P., Armstrong, B., 1999. Contaminant exposure in Montrealers of Asian origin fishing the St. Lawrence river: Exploratory assessment. Environmental Research 80, S159–S165.

Kröger, E., Verreault, R., Carmichael, P.-H., Lindsay, J., Julien, P., Dewailly, É., Ayotte, P., Laurin, D., 2009. Omega-3 fatty acids and risk of dementia: The Canadian Study of Health and Aging. American Journal of Clinical Nutrition 90, 184–192.

Kuhnlein, H.V., Chan, H.M., 2000. Environment and contaminants in traditional food systems of northern indigenous peoples. Annual Review of Nutrition 20, 595–626.

Kuhnlein, H.V., Receveur, O., Soueida, R., Egeland, G.M., 2004. Arctic indigenous peoples experience the nutrition transition with changing dietary patterns and obesity. Journal of Nutrition 134, 1447–1453.

Lambden, J., Receveur, O., Kuhnlein, H.V., 2007. Traditional food attributes must be included in studies of food security in the Canadian Arctic. International Journal of Circumpolar Health 66, 308-319.

Lederman, S.A., Jones, R.L., Caldwell, K.L., Rauh, V., Sheets, S.E., Tang, D., Viswanathan, S., Becker, M., Stein, J.L., Wang, R.Y., Perera, F.P., 2008. Relation between cord blood mercury levels and early child development in a World Trade Center cohort. Environmental Health Perspectives 116, 1085–1091.

Legrand, M., Arp, P., Ritchie, C., Chan, H.M., 2005. Mercury exposure in two coastal communities of the Bay of Fundy, Canada. Environmental Research 98, 14–21.

Legrand, M., Feeley, M., Tikhonov, C., Schoen, D., Li-Muller, A., 2010. Methylmercury blood guidance values for Canada. Canadian Journal of Public Health 101, 28–31.

Lemire, M., Fillion, M., Frenette, B., Mayer, A., Philibert, A., Passos, C.J.S., Guimarães, J.R.D., Barbosa Jr., F., Mergler, D., 2010. Selenium and mercury in the Brazilian Amazon: Opposing influences on age-related cataracts. Environmental Health Perspectives 118, 1584–1589.

Lindsay, C., 2001a. Profiles of Ethnic Communities in Canada The South Asian Community in Canada, Statistics Canada.

Lindsay, C., 2001b. Profiles of Ethnic Communities in Canada The Vietnamese Community in Canada, Statistics Canada.

Llop, S., Guxens, M., Murcia, M., Lertxundi, A., Ramon, R., Riaño, I., Rebagliato, M., Ibarluzea, J., Tardon, A., Sunyer, J., Ballester, F., 2012. Prenatal exposure to mercury and infant neurodevelopment in a multicenter cohort in Spain: Study of potential modifiers. American Journal of Epidemiology 175, 451-65.

Lynch, M.L., Huang, L.-S., Cox, C., Strain, J.J., Myers, G.J., Bonham, M.P., Shamlaye, C.F., Stokes-Riner, A., Wallace, J.M.W., Duffy, E.M., Clarkson, T.W., Davidson, P.W., 2011. Varying coefficient function models to explore interactions between maternal nutritional status and prenatal methylmercury toxicity in the Seychelles Child Development Nutrition Study. Environmental Research 111, 75–80.

Lye, E., Legrand, M., Clarke, J., Probert, A., 2013. Blood total mercury in the Canadian population: Canadian health measures survey cycle 1, 2007-2009. Canadian Journal of Public Health, 104, 3, e246-e251. Marques, R.C., Dórea, J.G., Bernardi, J.V.E., Bastos, W.R., Malm, O., 2009. Prenatal and postnatal mercury exposure, breastfeeding and neurodevelopment during the first 5 years. Cognitive and Behavioral Neurology 22, 134–141.

Mahaffey, K.R., Sunderland, E.M., Chan, H.M., Choi, A.L., Grandjean, P., Mariën, K., Oken, E., Sakamoto, M., Schoeny, R., Weihe, P., Yan, C.-H., Yasutake, A., 2011. Balancing the benfits of n-3 polyunsaturated fatty acids and the risks of methylmercury exposure from fish consumption. Nutrition Reviews 69, 493-508.

McManus, A., Merga, M., Newton, W., 2011. Omega-3 fatty acids. What consumers need to know. Appetite 57, 80–83.

Mendiola, J., Moreno, J.M., Roca, M., Vergara-Jurez, N., Martínez-García, M.J., García-Snchez, A., Elvira-Rendueles, B., Moreno-Grau, S., Lápez-Espín, J.J., Ten, J., Bernabeu, R., Torres-Cantero, A.M., 2011. Relationships between heavy metal concentrations in three different body fluids and male reproductive parameters: a pilot study. Environmental Health: A Global Access Science Source 10.

Mergler, D., Anderson, H.A., Chan, L.H.M., Mahaffey, K.R., Murray, M., Sakamoto, M., Stern, A.H., 2007. Methylmercury exposure and health effects in humans: A worldwide concern. Ambio 36, 3-11.

Miettinen, J.K., Rahola, T., Hattula, T., Rissanen, K., Tillander, M., 1971. Elimination of 203Hg-methylmercury in man. Annals of Clinical Research 3, 116–122.

Monnet-Tschudi, F., Zurich, M.G., Boschat, C., Corbaz, A., Honegger, P., 2006. Involvement of environmental mercury and lead in the etiology of neurodegenerative diseases. Review of Environmental Health 21, 105-17.

Morrissette, J., Takser, L., St-Amour, G., Smargiassi, A., Lafond, J., Mergler, D., 2004. Temporal variation of blood and hair mercury levels in pregnancy in relation to fish consumption history in a population living along the St. Lawrence River. Environmental Research 95, 363–374.

Mozaffarian, D., and Rimm, E.B., 2006. Fish intake, contaminants, and human health evaluating the risks and the benefits. Journal of the American Medical Association 296, 1885–1899.

Mozaffarian, D., Shi, P., Morris, J.S., Spiegelman, D., Grandjean, P., Siscovick, D.S., Willett, W.C., Rimm, E.B., 2011. Mercury exposure and risk of cardiovascular disease in two U.S. cohorts. New England Journal of Medicine 364, 1116–1125.

Muckle, G., Ayotte, P., Dewailly, E., Jacobson, S.W., Jacobson, J.L., 2001. Prenatal exposure of the northern Québec Inuit infants to environmental contaminants. Environmental Health Perspectives 109, 1291–1299.

Murata, K., Weihe, P., Renzoni, A., Debes, F., Vasconcelos, R., Zino, F., Araki, S., Jørgensen, P.J., White, R.F., and Grandjean, P., 1999. Delayed evoked potentials in children exposed to methylmercury from seafood. Neurotoxicology and Teratology 21, 343–348.

Murata, K., Weihe, P., Budtz-Jørgensen, E., Jørgensen, P.J., and Grandjean, P., 2004. Delayed brainstem auditory evoked potential latencies in 14-year-old children exposed to methylmercury. Journal of Pediatrics 144, 177–183.

Murata, K., Yoshida, M., Sakamoto, M., Iwai-Shimada, M., Yaginuma-Sakurai, K., Tatsuta, N., Iwata, T., Karita, K., Nakai, K., 2011. Recent evidence from epidemiological studies on methylmercury toxicity. Nihon Eiseigaku Zasshi. Japanese Journal of Hygiene 66, 682-95.

Myers, G.J., Davidson, P.W., 1998. Prenatal methylmercury exposure and children: Neurologic, developmental, and behavioral research. Environmental Health Perspective 106, 841–847.

Myers, G.J., Davidson, P.W., Cox, C., Shamlaye, C.F., Palumbo, D., Cernichiari, E., Sloane-Reeves, J., Wilding, G.E., Kost, J., Huang, L.-S., Clarkson, T.W., 2003. Prenatal methylmercury exposure from ocean fish consumption in the Seychelles child development study. Lancet 361, 1686–1692.

Myers, G.J., Davidson, P.W., Strain, J.J., 2007. Nutrient and methylmercury exposure from consuming fish. Journal of Nutrition 137, 2805–2808.

Myers, G.J., Thurston, S.W., Pearson, A.T., Davidson, P.W., Cox, C., Shamlaye, C.F., Cernichiari, E., Clarkson, T.W., 2009. Postnatal exposure to methylmercury from fish consumption: A review and new data from the Seychelles Child Development Study. NeuroToxicology 30, 338–349.

NACI, 2007. Thimerosal: Updated Statement, Canada Communicable Disease Report, National Advisory Committee on Immunization (NACI) 33, 1-13.

Nadon, S., Kosatsky, T., Przybysz, R., 2002. Contaminant exposure among women of childbearing age who eat St. Lawrence river sport fish. Archives of Environmental Health 57, 473–481.

Nath, K.A., Croatt, A.J., Likely, S., Behrens, T.W., Warden, D., 1996. Renal oxidant injury and oxidant response induced by mercury. Kidney International 50, 1032–1043.

National Research Council, 2000. Toxicological Effects of Methylmercury, The National Academies Press, Washington, DC.

Nicolae, A., 2010. An analysis of the relationship between urinary mercury levels and the number of dental amalgam restoration surfaces in a representative group of the Canadian population. MSc Thesis, Faculty of Dentistry, University of Toronto.

Noisel, N., Bouchard, M., Carrier, G., Plante, M., 2011. Comparison of a toxicokinetic and a questionnaire-based approach to assess methylmercury intake in exposed individuals. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology 21, 328–335.

NRBHSS, 2011. Nunavik Child Development Study, Nunavik Regional Board of Health and Social Services. Retrieved from: http://www.rrsss17.gouv.qc.ca/index. php?option = com_content&view=article&id=191<e mid=139&lang=en Nunavik Nutrition and Health Committee, 2003. Nunavik Child Development Study. (URL no longer in existence).

Odland, J.Ø., Nieboer, E., 2012. Human biomonitoring in the Arctic. Special challenges in a sparsely populated area. International Journal of Hygiene and Environmental Health 215, 159-167.

Oken, E., Bellinger, D.C., 2008. Fish consumption, methylmercury and child neurodevelopment. Current Opinion in Pediatrics 20, 178–183.

Oken, E., Ning, Y., Rifas-Shiman, S.L., Rich-Edwards, J.W., Olsen, S.F., Gillman, M.W., 2007. Diet during pregnancy and risk of preeclampsia or gestational hypertension. Annals of Epidemiology 17, 663–668.

Park, H., Kim, K., 2011. Association of blood mercury concentrations with atopic dermatitis in adults: A population-based study in Korea. Environmental Research 111, 573–578.

Passos, C.J., Mergler, D., Gaspar, E., Morais, S., Lucotte, M., Larribe, F., Davidson, R., De Grosbois, S., 2003. Eating tropical fruit reduces mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon. Environmental Research 93, 123-130.

Patterson, R.E., Flatt, S.W., Newman, V.A., Natarajan, L., Rock, C.L., Thomson, C.A., Caan, B.J., Parker, B.A., Pierce, J.P., 2011. Marine fatty acid intake is associated with breast cancer prognosis. Journal of Nutrition 141, 201–206.

Petersen, M.S., Weihe, P., Choi, A., Grandjean, P., 2008. Increased prenatal exposure to methylmercury does not affect the risk of Parkinson's disease. NeuroToxicology 29, 591–595.

Philibert, A., Bouchard, M., Mergler, D., 2008. Neuropsychiatric Symptoms, Omega-3, and Mercury Exposure in Freshwater Fish-Eaters. Archives of Environmental and Occupational Health 63, 143–153. Pilon G., Ruzzin J., Rioux L.-E., Lavigne C., White P.J., Frøyland L., Jacques H., Bryl P., Beaulieu L., Marette A., 2011. Differential effects of various fish proteins in altering body weight, adiposity, inflammatory status, and insulin sensitivity in high-fat-fed rats. Metabolism: Clinical and Experimental 60, 1122-1130.

Plusquellec, P., Muckle, G., Dewailly, E., Ayotte, P., Bégin, G., Desrosiers, C., Després, C., Saint-Amour, D., Poitras, K., 2010. The relation of environmental contaminants exposure to behavioral indicators in Inuit preschoolers in Arctic Québec. NeuroToxicology 31, 17–25.

Ralston, N.V.C, Blackwell III, J.L., Raymond, L.J., 2007. Importance of molar ratios in selenium-dependent protection against methylmercury toxicity. Biological Trace Element Research 119, 255–268.

Ralston, N.V.C., Ralston, C.R., Blackwell III, J.L., Raymond, L.J., 2008. Dietary and tissue selenium in relation to methylmercury toxicity. NeuroToxicology 29, 802–811.

Ralston, N.V.C., Raymond, L.J., 2010. Dietary selenium's protective effects against methylmercury toxicity. Toxicology 278,112–123.

Rhainds, M., Levallois, P., Dewailly, É., Ayotte, P., 1999. Lead, mercury, and organochlorine compound levels in cord blood in Québec, Canada. Archives of Environmental Health 54, 40–47.

Rice, D.C., 1989a. Blood mercury concentrations following methylmercury exposure in adult and infant monkeys. Environmental Research 49, 115–126.

Rice, D.C., 1989b. Brain and tissue levels of mercury after chronic methylmercury exposure in the monkey. Journal of Toxicology and Environmental Health 27, 189–198.

Rice, D.C., Schoeny, R., Mahaffey, K., 2003. Methods and rationale for derivation of a reference dose for methylmercury by U.S. EPA. Risk Analysis 23, 107-115.

Rignell-Hydbom, A., Axmon, A., Lundh, T., Jönsson, B.A., Tiido, T., Spano, M., 2007. Dietary exposure to methylmercury and PCB and the associations with semen parameters among Swedish fishermen. Environmental Health: A Global Access Science Source 6.

Rissanen, T., Voutilainen, S., Nyyssonen, K., Lakka, T.A., Salonen, J.T., 2000. Fish oil-derived fatty acids, docosahexaenoic acid and docosapentaenoic acid, and the risk of acute coronary events: The Kuopio Ischaemic Heart Disease Risk Factor Study. Circulation 102, 2677–2679.

Roman, H.A., Walsh, T.L., Coull, B.A., Dewailly, É., Guallar, E., Hattis, D., Mariën, K., Schwartz, J., Stern, A.H., Virtanen, J.K., Rice, G., 2011. Evaluation of the cardiovascular effects of methylmercury exposures: Current evidence supports development of a dose–response function for regulatory benefits analysis. Environmental Health Perspectives 119, 607–614.

Rooney J., 2011. Further thoughts on mercury, epigenetics, genetics and amyotrophic lateral sclerosis. Neuro-degenerative Disease 8, 523-524.

Saint-Amour, D., Roy, M.-S., Bastien, C., Ayotte, P., Dewailly, E., Després, C., Gingras, S., Muckle, G., 2006. Alterations of visual evoked potentials in preschool Inuit children exposed to methylmercury and polychlorinated biphenyls from a marine diet. NeuroToxicology 27, 567–578.

Sakamoto, M., Kakita, A., Wakabayashi, K., Takahashi, H., Nakano, A., Akagi, H., 2002a. Evaluation of changes in methylmercury accumulation in the developing rat brain and its effects: A study with consecutive and moderate dose exposure throughout gestation and lactation periods. Brain Research 949, 51–59.

Sakamoto, M., Kubota, M., Matsumoto, S.-I., Nakano, A., Akagi, H., 2002b. Declining risk of methylmercury exposure to infants during lactation. Environmental Research 90, 185–189.

Sakamoto, M., Chan, H.M., Domingo, J.L., Kawakami, S., Murata K., 2012. Mercury and docosahexaenoic acid levels in maternal and cord blood in relation to segmental maternal hair mercury concentrations at parturition. Environment International 44, 112-117.

Salonen, J.T., Seppanen, K., Nyyssonen, K., Korpela, H., Kauhanen, J., Kantola, M., Tuomilehto, J., Esterbauer, H., Tatzber, F., Salonen, R., 1995. Intake of mercury from fish, lipid peroxidation, and the risk of myocardial infarction and coronary, cardiovascular, and any death in Eastern Finnish men. Circulation 91, 645–655.

Santé Québec, 1994. Report of the Santé Québec Health Survey among the Inuit of Nunavik: 1992, Ministere de la Santé et des Service Sociaux du Québec, Montreal.

Schober, S.E., Sinks, T.H., Jones, R.L., Bolger, P.M., McDowell, M., Osterloh, J., Garrett, E.S., Canady, R.A., Dillon, C.F., Sun, Y., Joseph, C.B., Mahaffey, K.R., 2003. Blood Mercury Levels in US Children and Women of Childbearing Age, 1999-2000. Journal of the American Medical Association 289, 1667-1674.

Schoeman, K., Tanaka, T., Bend, J.R., Koren, G., 2010. Hair Mercury Levels of Women of Reproductive Age in Ontario, Canada: Implications to Fetal Safety and Fish Consumption. Journal of Pediatrics 157, 127–131.

Selin, N.E., Sunderland, E.M., Knightes, C.D., Mason, R.P., 2010. Sources of mercury exposure for U.S. seafood consumers: Implications for policy. Environmental Health Perspectives 118, 137–143.

Shatenstein, B., Kosatsky, T., Tapia, M., Nadon, S., Leclerc, B.-S., 1999. Exploratory assessment of fish consumption among Asian-origin sportfishers on the St. Lawrence river in the Montreal region. Environmental Research 80, S57–S70.

Sheikh, N., Egeland, G.M., Johnson-Down, L., Kuhnlein, H.V., 2011. Changing dietary patterns and body mass index over time in Canadian Inuit communities. International Journal of Circumpolar Health 70. 511-519.

Shimshack, J.P., Ward, M.B., 2010. Mercury advisories and household health trade-offs. Journal of Health Economics 29, 674-685.

Solomon, P.-A., 2005. Managing the issue of mercury exposure in Nunavut, School of Dietetics and Human Nutrition, McGill University, Montreal.

Stern, A.H., Korn, L.R., 2011. An approach for quantitatively balancing methylmercury risk and omega-3 benefit in fish consumption advisories. Environmental Health Perspectives 119, 1043-1046.

Stokes-Riner, A., Thurston, S.W., Myers, G.J., Duffy, E.M., Wallace, J., Bonham, M., Robson, P., Shamlaye, C. F., Strain, J.J., Watson, G., Davidson, P.W., 2011. A longitudinal analysis of prenatal exposure to methylmercury and fatty acids in the Seychelles. Neurotoxicology Teratology 33, 325–328.

Stow, J., Krüemmel, E., Leech, T., Donaldson, S., 2011. Chapter 8: What is the Impact of Mercury Contamination on Human Health in the Arctic? In: AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic, Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway, pp. 159-169.

Strain, J.J., Davidson, P.W., Bonham, M.P., Duffy, E.M., Stokes-Riner, A., Thurston, S.W., Wallace, J.M.W., Robson, P.J., Shamlaye, C.F., Georger, L.A., Sloane-Reeves, J., Cernichiari, E., Canfield, R.L., Cox, C., Huang, L.S., Janciuras, J., Myers, G.J., Clarkson, T.W., 2008. Associations of maternal long-chain polyunsaturated fatty acids, methyl mercury, and infant development in the Seychelles Child Development Nutrition Study. NeuroToxicology 29, 776–782.

Sugiura, Y., Tamai, Y., Tanaka, H., 1978. Selenium protection against mercury toxicity: High binding affinity of methylmercury by selenium-containing ligands in comparison with sulfur-containing ligands. Bioinorganic Chemistry 9, 167-180.

Suzuki, K., Nakai, K., Sugawara, T., Nakamura, T., Ohba, T., Shimada, M., Hosokawa, T., Okamura, K., Sakai, T., Kurokawa, N., Murata, K., Satoh, C., Satoh, H., 2010. Neurobehavioral effects of prenatal exposure to methylmercury and PCBs, and seafood intake: Neonatal behavioral assessment scale results of Tohoku study of child development. Environmental Research 110, 699–704.

Tamashiro, H., Arakaki, M., Futatsuka, M., Lee, E.S., 1986. Methylmercury exposure and mortality in southern Japan: A close look at causes of death. Journal of Epidemiology and Community Health 40, 181-185.

Tian, W., Egeland, G.M., Sobol, I., Chan, H.M., 2011. Mercury hair concentrations and dietary exposure among Inuit preschool children in Nunavut, Canada. Environment International 37, 42–48. Tofflemire, K., 2000. Inuvik Regional Human Contaminants Monitoring Program: Regional Report. Inuvik Regional Health and Social Services Board, Inuvik, Northwest Territories.

Toronto Public Health, 2006. Fish Consumption: Benefits and Risks for Women in Childbearing Years and Young Children, Toronto Public Health, Toronto, Ontario.

Turgeon O'Brien, H., R. Blanchet, D. Gagné, J. Lauzière, C. Vézina, E. Vaissière, P. Ayotte, S. Déry, 2012. Exposure to toxic metals and persistent organic pollutants in Inuit children attending childcare centers in Nunavik, Canada. Environmental Science Technology 46, 4614–4623.

UNEP, 2002. Global Mercury Assessment, UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland.

Usher, P.J., Baikie, M., Demmer, M., Nakashima, D., Stevenson, M.G., Stiles, M., 1995. Communicating about Contaminants in Country Food: The Experience in Aboriginal Communities, Inuit Tapiriit Kanatami, Ottawa, Canada.

Valera, B., Dewailly, E., Poirier, P., 2008. Cardiac autonomic activity and blood pressure among Nunavik Inuit adults exposed to environmental mercury: A cross-sectional study. Environmental Health: A Global Accesss Science Source 7.

Valera, B., Dewailly, É., Poirier, P., 2009. Environmental mercury exposure and blood pressure among Nunavik Inuit adults. Hypertension 54, 981–986.

Valera, B., Dewailly, E., Poirier, P., 2011a. Impact of mercury exposure on blood pressure and cardiac autonomic activity among Cree adults (James Bay, Québec, Canada). Environmental Research 111, 1265–1270.

Valera, B., Dewailly, E., Anassour-Laouan-Sidi, E., Poirier, P., 2011b. Influence of n-3 fatty acids on cardiac autonomic activity among Nunavik Inuit adults. International Journal of Circumpolar Health 70, 6–18.

Valera, B., Muckle, G., Poirier, PI, Jacobson, S.W., Jacobson, J.L., Dewailly, E. 2012. Cardiac autonomic activity and blood pressure among Inuit children exposed to mercury. NeuroToxicology 33(5), 1067-1074.

Van Oostdam, J., Gilman, A., Dewailly, E., Usher, P., Wheatley, B., Kuhnlein, H., Neve, S., Walker, J., Tracy, B., Feeley, M., Jerome, V., Kwavnick, B., 1999. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: a review. Science of the Total Environment 230, 1–82.

Van Oostdam, J., Donaldson, S., Feeley, M., Tremblay, N., 2003. Northern Contaminants Program Human Health- Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II, Department of Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, Ontario, Canada.

Van Oostdam, J., Donaldson, S.G., Feeley, M., Arnold, D., Ayotte, P., Bondy, G., Chan, L., Dewaily, É., Furgal, C.M., Kuhnlein, H., Loring, E., Muckle, G., Myles, E., Receveur, O., Tracy, B., Gill, U., Kalhok, S., 2005. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: A review. Science of the Total Environment 351-352, 165–246.

Van Oostdam, J., Donaldson, S.G., Feeley, M., Tikhonov, C., 2009. Canadian Arctic Contaminants and Human Health Assessment Report: Human Health 2009, Northern Contaminants Program, Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Ontario, Canada. van Wijngaarden, E., Beck, C., Shamlaye, C.F., Cernichiari, E., Davidson, P.W., Myers, G.J., Clarkson, T.W., 2006. Benchmark concentrations for methylmercury obtained from the 9-year followup of the Seychelles Child Development Study. NeuroToxicology 27, 702–709.

van Wijngaarden, E., Myers, G.J., Davidson, P.W., Thurston, S.W., Shamlaye, C.F., 2009. Interpreting epidemiological evidence in the presence of multiple endpoints: An alternative analytic approach using the 9-year follow-up of the Seychelles child development study. International Archives of Occupational and Environmental Health 82, 1031–1041.

Virtanen, J. K., Voutilainen, S., Rissanen, T.H., Mursu, J., Tuomainen, T.-P., Korhonen, M.J., Valkonen, V.-P., Seppänen, K., Laukkanen, J.A., Salonen, J.T., 2005.

Mercury, fish oils, and risk of acute coronary events and cardiovascular disease, coronary heart disease, and all-cause mortality in men in Eastern Finland.

Arteriosclerosis, Thrombosis, and Vascular Biology 25, 228-233.

Virtanen, J.K., Rissanen, T.H., Voutilainen, S., Tuomainen, T.-P., 2007. Mercury as a risk factor for cardiovascular diseases. Journal of Nutritional Biochemistry 18, 75–85.

Weil, M., Bressler, J., Parsons, P., Bolla, K., Glass, T., Schwartz, B., 2005. Blood mercury levels and neurobehavioral function. Journal of the American Medical Association 293, 1875–1882. Wheatley, M.A., Wheatley, B., 1981. The effect of eating habits on mercury levels among Inuit residents of Sugluk, P.Q. Inuit Studies 5, 27–43.

Wheatley, B., Paradis, S., 1995. Exposure of Canadian Aboriginal peoples to methylmercury. Water, Air, and Soil Pollution 80, 3–11.

Wheatley, B., Paradis, S., 1996. Balancing human exposure, risk and reality: Questions raised by the Canadian Aboriginal Methylmercury Program. NeuroToxicology 17, 241–250.

Wheatley, B., Paradis, S., Lassonde, M., Giguere, M.-F., Tanguay, S., 1997. Exposure patterns and long term sequelae on adults and children in two Canadian

indigenous communities exposed to methylmercury. Water, Air, and Soil Pollution 97, 63–73.

Wheatley, B., Paradis, S., 1998. Northern exposure: further analysis of the results of the Canadian aboriginal methylmercury program. International Journal of Circumpolar Health 96, 586–590.

WHO/UNEP, 2008. Guidance for Identifying Populations at Risk from Mercury Exposure, UNEP DTIE Chemicals Branch and WHO Department of Food Safety, Zoonoses and Foodborne Diseases, Geneva, Switzerland.

Wood, M., Trip, L., 2010. Examining Fish Consumption Advisories Related to Mercury Contamination in Canada. Retrieved from http://www.ec.gc.ca/mercure-mercury/default.asp?lang=En&xml=BA8EA930-01C7-47A4-988F-949B9062A05C#4.0.

Xue, F., Holzman, C., Rahbar, M.H., Trosko, K., Fischer, L., 2007. Maternal fish consumption, mercury levels, and risk of preterm delivery. Environmental Health Perspectives 115, 42–47.

Yaginuma-Sakurai, K., Murata, K., Iwai-Shimada, M., Nakai, K., Kurokawa, N., Tatsuta, N., Satoh, H., 2012. Hair-to-blood ratio and biological half-life of mercury: experimental study of methylmercury exposure through fish consumption in humans. Journal of Toxicological Sciences 37, 123-130.

Yokoo, E.M., Valente, J.G., Grattan, L., Schmidt, S.L., Platt, I., Silbergeld, E.K., 2003. Low level methylmercury exposure affects neuropsychological function in adults. Environmental Health: A Global Access Science Source 2. 1–11.

Yorifuji, T., Tsuda, T., Takao, S., Suzuki, E., Harada, M., 2009. Total mercury content in hair and neurologic signs: Historic data from minamata. Epidemiology 20, 188-193.

Yorifuji, T., Tsuda, T., Kashima, S., Takao, S., Harada, M., 2010. Long-term exposure to methylmercury and its effects on hypertension in Minamata. Environmental Research 110, 40–46.

Yorifuji, T., Tsuda, T., Inoue, S., Takao, S., Harada, M., 2011. Long-term exposure to methylmercury and psychiatric symptoms in residents of Minamata, Japan. Environment International 37, 907-913.

14.8 REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les personnes suivantes pour leur aide à la préparation du présent chapitre, leurs examens et leur soutien d'une valeur inestimable : Harry Ames, Tye Arbuckle, Peter Cooney, Karelyn Davis, Michelle Deveau, Rose Dugandzic, Mandy Fisher, Alexis Gagnon, Morgan Ip, Melanie Jardim, Mark Korchinski, Megan Lewis, Ellen Lye, Britt McAtee, Andrea McKenzie, Heather Morrison, Thea Mueller, Janine Murray, Philip Neufeld, Emma Pagotto, Anthony Ridgway, Sarah Sheffield, Sheila Tan, Kate Werry et Jeff Willey.

ANNEXE 14.A: DONNÉES HISTORIQUES ET CHANGEMENTS CONCERNANT L'EXPOSITION HUMAINE AU MERCURE

Au début des années 1970, la Direction générale des services médicaux (aujourd'hui la Direction générale de la santé des Premières nations et des Inuits [DGSPNI]) de Santé Canada a instauré un programme de biosurveillance systématique de l'exposition au méthylmercure chez les peuples des Premières nations et les Inuits (Santé Canada, 1999). Ce programme a été mis en œuvre à la suite de la détection de concentrations élevées de mercure dans le sang et les cheveux de membres des Premières nations au Québec et en Ontario. Ce programme de biosurveillance, l'un des premiers programmes de ce genre au monde, faisait suite à la mise en garde que constituaient les effets émergents observés à la baie de Minamata et en Iraq, soutenant la nécessité d'une surveillance attentive. Un point essentiel réside dans le fait que le Canada a compris rapidement la relation entre les concentrations de mercure dans les cheveux et celles dans le sang, grâce à laquelle un programme de surveillance des cheveux permet d'extrapoler avec certitude les concentrations dans le sang.

Au sein des collectivités des Premières nations vivant au sud du 60° parallèle, 52 586 échantillons de cheveux et de sang provenant de 29 914 volontaires âgés de 6 à 79 ans ont été analysés de 1971 à 1998. Ces volontaires représentaient un sous-groupe de personnes risquant davantage d'être exposées au mercure dans la population des Premières nations. La concentration movenne de mercure dans le sang de ce sous-groupe était de 7.34 µg/L-1. Le groupe ayant la concentration la plus forte de mercure était celui des hommes de 60 à 79 ans. soit une concentration movenne de 13.42 µg/L-1. Ces données sont présentées au tableau 14.7 (base de données relatives au méthylmercure chez les Premières nations et les Inuits du Canada. C. Tikhonov, communication personnelle, 2011). Les concentrations annuelles movennes de mercure dans le sang figurent au tableau 14.8. On a utilisé un échantillon par personne par année. Dans le cas des personnes ayant plusieurs échantillons dans la même année, seule la concentration la plus élevée a été indiquée pour l'année concernée. On a prélevé des échantillons de sang et de cheveux de certaines personnes pendant plus d'une année, de sorte que la quantité d'échantillons (40 914) est supérieure au nombre de volontaires (29 914) qui ont participé à cette étude de 28 ans. Les concentrations movennes de mercure ont diminué sur 28 ans et s'échelonnent de 34,7 μ g/L⁻¹ à 5,13 μ g/L⁻¹ pour la période de 1971 à 1998 (figure 14.1).

Du côté des collectivités des Premières nations vivant au nord du 60° parallèle, 5 601 échantillons prélevés auprès de 3 163 personnes âgées de 6 à 79 ans ont été analysés entre 1976 et 1988. On a utilisé un échantillon par personne par année, correspondant à la concentration de mercure la plus élevée détectée (tableau 14.9). La concentration moyenne géométrique de mercure dans le sang était de 22,8 μg/L⁻¹ (valeurs de 1 à 267 μg/L⁻¹), soit plus de trois fois supérieure à celle des collectivités des Premières nations vivant au sud du 60° parallèle. Les concentrations annuelles moyennes de mercure dans le sang figurent au tableau 14.10. L'échantillon comptait 4 275 personnes, dont certaines ayant

participé à l'étude durant plus d'une année. De 1976 à 1988, la concentration moyenne de mercure dans le sang a diminué, passant de 23,9 à 7,8 µg/L⁻¹.

En 1999, on a mis fin au programme de biosurveillance parce que les concentrations moyennes d'exposition au mercure dans la population avaient diminué à un point tel qu'elles n'étaient plus préoccupantes. À la suite de l'émergence de nouvelles preuves démontrant des effets sur la santé attribuables à de plus faibles concentrations, la question du besoin d'une surveillance continue à l'aide de techniques de biosurveillance a refait surface (Conseil national de recherches Canada, 2000).

En 1981, Wheatley et Wheatley ont publié l'un des premiers rapports liant le régime alimentaire à la charge de mercure dans le corps chez les Inuits de Sugluk, une collectivité du nord du Québec. Cette étude fait suite à l'identification de concentrations élevées de mercure dans le sang (supérieures à 100 μg/L-1) chez environ 17 % de ces personnes en 1978, une valeur de beaucoup supérieure à ce qu'on observe dans les autres collectivités inuites (Wheatley et Wheatley, 1981). En 1976, la plus haute concentration moyenne par année de méthylmercure dans le sang relevée à Grassy Narrows, une collectivité du nord de l'Ontario, était de 23,8 μg/L-1 (n=239), puis elle a diminué pour atteindre 7,5 μg/L-1 (n=116) en 1995 (Wheatley *et al.*, 1997).

Wheatlev et Paradis ont décrit dans un article de biosurveillance sur l'exposition au méthylmercure chez les collectivités des Premières nations et les Inuits les tendances régionales de concentrations de mercure. On a analysé des échantillons de cheveux, de sang et de sang ombilical prélevés de 1971 à 1992 auprès d'un total de 38 571 personnes dans 514 collectivités du nord du Canada. La concentration movenne de mercure dans le sang pour l'ensemble des participants de l'Arctique était de 28,8 µg/L⁻¹. Les Inuits habitant dans les Territoires du Nord-Ouest présentaient une concentration moyenne de mercure dans le sang de 26,8 µg/L-1. Ces valeurs sont supérieures à celles obtenues auprès des Dénés (Première nation) habitant dans les Territoires du Nord-Ouest, qui avaient une concentration movenne de mercure dans le sang de 12,3 µg/L-1. On a

également analysé des échantillons de cheveux, de sang et de sang ombilical prélevés chez les membres des Premières nations du Yukon, les Cris du Québec et les Inuits du Québec. Les concentrations moyennes de mercure dans le sang de ces groupes étaient respectivement de 6,7 μg/L⁻¹, 29,5 μg/L⁻¹ et 42,4 μg/L⁻¹. Les plus hautes concentrations de méthylmercure ont été observées chez les Inuits vivant dans le nord du Québec et dans les Territoires du Nord-Ouest (Wheatley et Paradis, 1998).

On a aussi évalué l'évolution de l'exposition au méthylmercure dans les collectivités de l'Arctique en s'appuyant sur des études de biosurveillance antérieures. Pour 142 Inuits vivant au Nunavik entre 1977 et 1982, la concentration moyenne de mercure dans le sang était de 48,2 µg/L-¹ (Wheatley et Paradis 1996, comme cité dans PSEA, 1998). Cette concentration de mercure a été fortement corrélée avec la consommation de poissons et de mammifères marins. Au Nunavut, une enquête à laquelle ont participé 286 Inuits entre 1972 et 1989 a rapporté une concentration moyenne de mercure dans le sang de 19,5 µg/L-¹ (Wheatley et Paradis, 1996, comme cité dans PSEA, 1998).

Dans les années 1990, on a prélevé dans le cadre de l'étude des effets de l'environnement des Grands Lacs sur les peuples amérindiens (appelé projet Eagle) 392 échantillons de cheveux de membres des Premières nations vivant dans la région des Grands Lacs et mesuré une concentration moyenne de mercure dans les cheveux de 0,5 μg/g⁻¹, ce qui constitue une baisse par rapport à la concentration moyenne de mercure dans les cheveux que présentaient ces collectivités dans les années 1970, soit 1,3 μg/g⁻¹ (Davies, 2001).

TABLEAU 14.7 Résumé des données sur les concentrations de mercure (total) dans le sang de membres des Premières nations (PN) [μg/L⁻¹] âgés de 6 à 79 ans et vivant au sud du 60e parallèle (1971-1998). Le tableau présente la moyenne arithmétique (MA), la moyenne géométrique (MG) et les centiles. L'intervalle de confiance de 95 % est indiqué entre parenthèses^{1,2}.

Groupe et âge	N ^{bre}	MA	MG	10 ^e	25°	50°	75 º	90°	95°
Total,	29 914	14,6	7,34	1,67	3,0	6,67	16,0	34,3	52,8
6 à 79		(14,3-14,8)	(7,24-7,43)	(1,67-1,67)	(3,00-3,00)	(6,67-6,67)	(16,0-16,3)	(34,0-35,0)	(51,7-54,0)
6 à 11	5 062	9,32 (9,18-9,48)	5,36 (5,29-5,42)	1,67 (1,67-1,67)	2,33 (2,33-2,33)	5,0 (5,0-5,33)	10,7 (10,7-11,0_	21,3 (20,7-22,)	32,3 (31,0-34,0)
12 à 19	5 908	9,44 (9,28-9,59)	5,39 (5,33-5,45)	1,67 (1,67-1,67)	2,33 (2,33-2,33)	5,0 (5,0-5,0)	10,7 (10,6-10,7)	21,3 (20,7-22,0)	37,6 (34,3-41,4)
20 à 39	11 040	13,2 (13,0-13,5)	7,07 (6,98-7,15)	1,67 (1,67-1,67)	3,28 (3,0-3,33)	6,33 (6,33-6,4)	14,7 (14,3-14,7)	30,3 (30,0-31,0)	51,0 (48,0-55,7)
40 à 59	5 367	23,1 (22,7-23,5)	11,5 (11,4-11,7)	2,33 (2,0-2,33)	4,67 (4,67-5,0)	11,7 (11,7-11,9)	28,3 (27,7-28,7)	60,0 (56,2-64,8)	80,2 (78,7-85,7)
60 à 79	2 537	24,6 (24,2-25,0)	12,8 (12,6-13,0)	2,67 (2,67-2,67)	5,33 (5,33-5,67)	13,3 (13,0-13,7)	30,0 (29,3-31,3)	57,8 (56,3-61,0)	87,2 (81,0-92,7)
Hommes,	13 185	15,7	7,64	1,67	3,0	7,0	17,3	37,3	57,3
Total		(15,4-16,0)	(7,54-7,74)	(1,67-1,67)	(3,0-3,1)	(7,0-7,0)	(17,0-17,3)	(36,7-38,0)	(56,0-59,7)
Hommes,	2 498	9,09	5,28	1,67	2,33	5,1	10,7	21,0	32,3
6 à 11		(8,95-9,22)	(5,22-5,34)	(1,67-1,67)	(2,33-2,33)	(5,0-5,33)	(10,3-11,0)	(20,0-22,0)	(29,3-34,4)
Hommes,	2 415	10,1 (9,95-	5,51	1,67	2,33	5,0	11,0	24,0	37,4
12 à 19		10,3)	(5,44-5,57)	(1,67-1,67)	(2,33-2,33)	(5,0-5,1)	(11,0-11,7)	(23,0-25,3)	(35,0-40,7)
Hommes,	4 493	14,3	7,32	1,67	3,33	6,67	15,7	32,0	51,0
20 à 39		(14,1-14,6)	(7,23-7,41)	(1,67-1,67)	(3,0-3,33)	(6,33-6,67)	(15,3-16,0)	(31,3-33,0)	(49,0-54,3)
Hommes,	2 500	25,0	12,3	2,33	5,0	12,7	30,2	60,0	87,3
40 à 59		(24,5-25,4)	(12,1-12,5)	(2,33-2,33)	(5,0-5,1)	(12,3-12,7)	(29,3-31,0)	(58,0-62,7)	(82,3-95,0)
Hommes,	1 279	26,1	13,4	2,67	5,67	14,0	32,0	59,7	92,1
60 à 79		(25,7-26,5)	(13,2-13,6)	(2,67-2,67)	(5,67-6,0)	(14,0-14,3)	(31,3-33,0)	(57,0-65,1)	(89,0-106)
Femmes,	16 729	13,6	7,11	1,67	3,0	6,67	15,3	32,3	49,0
Total		(13,4-13,9)	(7,02-7,20)	(1,67-1,67)	(3,0-3,0)	(6,67-6,67)	(15,0-15,3)	(32,0-33,0)	(47,3-50,3)
Femmes, 6 à 11	2 564	9,56 (9,39-9,73)	5,43 (5,37-5,50)	1,67 (1,67-1,67)		5,0 (5,0-5,3)	11,0 (10,7-11,0)	21,6 (21,0-22,7)	32,7 (30,7-35,0)
Femmes,	3 493	8,97	5,31	1,67	2,33	5,0	10,3	20,0	29,9
12 à 19		(8,83-9,11)	(5,25-5,37)	(1,67-1,67)	(2,33-2,40)	(5,0-5,0)	(10,0-10,3)	(19,3-20,3)	(29,0-31,3)
Femmes,	6 547	12,4	6,90	1,67	3,2	6,33	14,0	29,0	42,00
20 à 39		(12,2-12,7)	(6,82-6,98)	(1,67-1,67)	(3,0-3,33)	(6,33-6,33)	(13,7-14,2)	(28,3-30,0)	(41,0-43,7)
Femmes,	2 867	21,5	10,9	2,0	4,6	11,0	27,0	51,3	74,5
40 à 59		(21,2-21,9)	(10,8-11,1)	(2,0-2,33)	(4,33-4,67)	(11,0-11,3)	(26,7-27,7)	(50,0-54,0)	(71,7-79,9)
Femmes,	1 258	23,0	12,2	2,67	5,33	12,5	28,0	57,0	79,7
60 à 79		(22,7-23,4)	(12,0-12,3)	(2,33-2,67)	(5,0-5,33)	(12,3-13,0)	(27,3-29,0)	(54,0-61,0)	(75,0-89,7)

¹ Un seul échantillon par personne a été utilisé. Dans le cas des personnes ayant donné plusieurs échantillons entre 1971 et 1998, seul l'échantillon ayant la concentration la plus élevée a été utilisé.

² Concentrations des contaminants environnementaux chez les populations des Premières nations et des Inuits, renseignements personnels, numéro de fichier SC PPU 021 (Santé Canada, 2010c).

TABLEAU 14.8 Données des moyennes arithmétiques (MA) et des moyennes géométriques (MG) chez les membres des Premières nations (PN) âgés de 6 à 79 ans et vivant au sud du 60eparallèle (1971-1998). Concentrations de mercure (total) dans le sang (μg/L⁻¹) présentées par année. Certaines personnes pourraient être représentées plus d'une fois pendant la période de 1971 à 1998, mais jamais plus d'une fois par année (n=40 914). L'intervalle de confiance de 95 % est indiqué entre parenthèses¹.

Année	N ^{bre}	MA	MG	Année	N ^{bre}	MA	MG
1971	201	50,6 (43,9-57,3)	34,7 (30,6-39,3)	1985	1056	12,3 (11,3-13,3)	7,02 (6,59-7,47)
1972 /1973	5	ND	ND	1986	1337	12,4 (11,6-13,2)	7,53 (7,14-7,94)
1974	47	0,15 (0,06-0,24)	0,08 (0,06-0,1)	1987	410	14,6 (12,9-16,3)	8,8 (7,98-9,71)
1975	1 860	37,7 (35,5-39,8)	19,5 (18,4-20,6)	1988	2 556	8,33 (7,95-8,70)	5,4 (5,21-5,59)
1976	3 637	23,6 (22,6-24,7)	13,0 (12,6-13,5)	1989	1676	6,50 (5,92-7,08)	3,94 (3,78-4,11)
1977	5 353	19,1 (18,4-19,8)	11,0 (10,7-11,4)	1990	188	7,80 (6,46-9,14)	4,8 (4,2-5,48)
1978	6 445	17,1 (16,5-17,7)	8,85 (8,61-9,09)	1991	216	7,00 (6,12-7,88)	4,84 (4,32-5,42)
1979	7 943	11,0 (10,6-11,3)	5,58 (5,44-5,72)	1992	177	11,0 (8,90-13,1)	5,92 (5,05-6,94)
1980	1 140	15,5 (14,5-16,6)	9,89 (9,36-10,5)	1993	115	11,3 (9,25-13,3)	7,24 (6,08-8,64)
1981	1 603	11,2 (10,6-11,8)	7,56 (7,24-7,89)	1994	35	11,0 (7,73-14,21)	7,3 (5,31-10,0)
1982	2 018	12,1 (11,4-12,8)	7,55 (7,24-7,86)	1995	236	5,41 (4,55-6,27)	3,41 (3,06-3,81)
1983	757	15,2 (13,9-16,5)	9,23 (8,61-9,90)	1996	408	5,18 (4,46-5,89)	3,02 (2,77-3,29)
1984	1 446	12,6 (11,8-13,5)	7,44 (7,06-7,83)	1997	18	3,24 (1,83-4,65)	2,49 (1,84-3,38)
				1998	31	10,6 (5,93-15,22)	5,13 (3,33-7,89)

ND : données non divulguées, car seulement cinq volontaires ont participé à l'étude en 1972.

¹ Concentrations des contaminants environnementaux chez les populations des Premières nations et des Inuits, renseignements personnels, numéro de fichier SC PPU 021 (Santé Canada, 2010c).

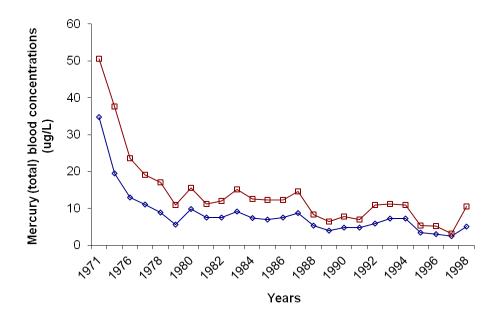


FIGURE 14.1 Moyennes géométriques (losanges bleus) et moyennes arithmétiques (carrés rouges) calculées à partir des données sur les membres des Premières nations (PN) âgés de 6 à 79 ans et vivant au sud du 60e parallèle (1971-1998). Concentrations de mercure (total) dans le sang (μg/L⁻¹) présentées par années (n=40 914). Les données de 1971 proviennent de 201 personnes habitant des collectivités des Premières nations (PN) hautement exposées du Québec. Les données de 1972 et 1973 ont été exclues en raison de l'échantillon trop petit (n=5). Les données de 1974, qui représentaient 47 personnes provenant de deux collectivités non exposées du Québec et du Manitoba, ont également été exclues.

TABLEAU 14.9 Résumé des données sur des membres des Premières nations (PN) et les Inuits âgés de 6 à 79 ans et vivant au nord du 60° parallèle (1976-1988). Concentrations de mercure (total) dans le sang (μg/L⁻¹). L'intervalle de confiance de 95 % est indiqué entre parenthèses ^{1,2}.

Groupe et âge	N ^{bre}	MA	MG	10°	25°	50°	75°	90°	95°
Total,	3 163	32,6	22,9	6,34	12,7	24,7	44,4	66	85,6
6 à 79		(31,6-33,6)	(22,2-23,6)	(6,33-6,67)	(12,5-13)	(24,3-25)	(44-45)	(65-67)	(82,7-90,7)
6 à 11	187	26,3 (22,2-30,4)	16,9 (14,7-19,4)	4,33 (4-5)	8,5 (8-9,67)	17,3 (17-19,3)	32,8 (32,3-35,7)	54,4 (52,7-62)	72,7 (64,3-112)
12 à 19	559	22,1 (20,2-24,0)	15,1 (14,1-16,3)	4,67 (4,33-5,00)	7,69 (7,4-8)	16 (15,7-16,1)	26,4 (26-27,3)	44,7 (43,3-46)	66,1 (56-79,3)
20 à 39	1 434	30,4 (29,2-31,7)	22,0 (21,1-23,0)	6,33 (6,3-6,67)	12,5 (12,3-13)	24,3 (23,8-24,7)	41,3 (41-42,7)	60,5 (58,7-62,7)	75,3 (72,3-80)
40 à 59	691	45,7 (43,1-48,3)	34,2 (32,2-36,4)	10,7 (10,1-11,7)	20,2 (19,7-20,7)	39 (37,7-39,7)	60 (59-61,7)	89,5 (84-93,3)	114 (110-127)
60 à 79	292	36,6 (33,6-39,7)	28,2 (25,9-30,8)	10,4 (10-11,7)	16,6 (16-17)	29,8 (28,3-31)	50,1 (48-53)	73,0 (66,7-79,7)	89,6 (82,7-100,7)
Femmes,	1 862	31,1	22,3	6,7	13	23,3	41,6	63	78,7
6 à 79		(29,9-32,3)	(21,4-23,2)	(6,5-7,1)	(12,7-13,3)	(23-24)	(41-42,3)	(62-64,5)	(75,7-82,7)
Femmes,	95	29,5	17,3	4,33	9,34	20	32,9	65,7	107
6 à 11		(22,4-36,7)	(14,0-21,4)	(4-4,8)	(8-10,3)	(17-20,3)	(32,3-39,3)	(61-105)	(98,3-209)
Femmes,	389	21,8	15,4	4,77	8,33	16,6	26,3	43,9	56,4
12 à 19		(19,7-23,8)	(14,1-16,7)	(4,33-5)	(8-8,67)	(16-17,3)	(25,7-27,7)	(42-45,7)	(53,3-72)
Femmes,	877	29,9	22,3	7,2	13,3	24	40,7	58,2	71,1
20 à 39		(28,3-31,4)	(21,1-23,5)	(6,67-7,33)	(13-14)	(23,3-24,3)	(40-41,3)	(57-60,67)	(68,7-78,7)
Femmes,	346	42,7	32,5	10,7	19,4	35,5	57	77,9	108
40 à 59		(39,3-46,1)	(29,9-35,3)	(10-11,7)	(18,7-20,3)	(34,7-37)	(56,67-59)	(73,5-91)	(96,7-122)
Femmes,	155	36,0	28,4	11,7	16,8	28,3	50,0	71,2	84,7
60 à 79		(32,0-40,0)	(25,5-31,8)	(10,3-12,7)	(16-17,7)	(27,7-30)	(48,3-53,7)	(65,7-82,7)	(82,7-105)
Hommes,	1 301	34,9	23,7	6,1	12,3	27,3	47,7	72,7	96,7
6 à 79		(33,2-36,6)	(22,5-24,9)	(5,8-6,33)	(12-13)	(26,7-27,7)	(47,1-48,8)	(70,3-75)	(91,7-101)
Hommes,	92	23,0	16,4	5,36	7,92	17,2	32,8	47,6	58,0
6 à 11		(19,2-26,8)	(13,7-19,6)	(3,7-6,3)	(7,33-10,3)	(17-18)	(31,67-35,67)	(46,7-57,7)	(55-102)
Hommes,	170	22,9	14,6	4,67	7	14,3	26,9	47,7	97,3
12 à 19		(19,1-26,7)	(12,7-16,8)	(4,33-5)	(6,8-7,4)	(14-15,3)	(26-28)	(45,7-67,3)	(69,3-110)
Hommes,	557	31,3	21,6	5,67	11,1	24,7	43,8	63,6	81,1
20 à 39		(29,1-33,6)	(20,1-23,3)	(5,33-6,3)	(10,8-11,7)	(24,3-25,7)	(42,7-44,7)	(62,3-68,3)	(75-90,7)
Hommes,	345	48,8	36,1	11,1	21,7	41,7	62,4	93,3	126
40 à 59		(44,8-52,7)	(33,0-39,4)	(10-12,4)	(20,3-23,3)	(41-43)	(61-65)	(90,7-105)	(113-135)
Hommes,	137	37,3	28	8,61	16,3	32,7	50	71,5	90,9
60 à 79		(32,7-42,0)	(24,4-32,1)	(7,67-10,8)	(15-17)	(31-33,3)	(47,3-54,4)	(66,7-79,7)	(79,7-127)

¹ Un seul échantillon par personne a été utilisé, soit celui correspondant à la concentration de mercure la plus élevée de 1976 à 1988.

² Concentrations des contaminants environnementaux chez les populations des Premières nations et des Inuits, renseignements personnels, numéro de fichier SC PPU 021 (Santé Canada, 2010c).

TABLEAU 14.10 Données sur les moyennes géométriques (MG) et les moyennes arithmétiques (MA) des membres des Premières nations (PN) et des Inuits âgés de 6 à 79 ans et vivant au nord du 60° parallèle (1976-1988). Concentrations de mercure (total) dans le sang (μg/L-¹) présentées par années. Certaines personnes pourraient être représentées plus d'une fois pendant la période de 1976 à 1988, mais jamais plus d'une fois par année (n=5 910). L'intervalle de confiance de 95 % est indiqué entre parenthèses¹.

Année	N ^{bre}	MA	MG
1976	295	29,7 (27,4-32,0)	24,0 (22,2-25,9)
1977	965	25,3 (24,0-26,5)	18,5 (17,65-19,5)
1978	839	50,4 (48,0-52,9)	38,8 (36,9-40,9)
1979	803	37,6 (36,1-39,0)	31,8 (30,5-33,2)
1980	224	29,8 (26,9-32,6)	24,0 (22,0-26,2)
1981	199	12,7 (10,6-14,8)	8,48 (7,56-9,51)
1982	635	18,0 (16,7-19,3)	12,4 (11,6-13,2)
1983	47	21,0 (16,7-25,3)	15,9 (12,6-20,0)
1984	123	39,3 (34,1-44,6)	30,1 (26,2-34,5)
1985	46	21,7 (17,4-25,9)	17,0 (13,7-21,1)
1986	13	14,1 (8,87-19,3)	11,7 (8,34-16,4)
1987	69	38,8 (32,8-44,8)	30,9 (26,2-36,6)
1988	17	11,5 (5,11-17,9)	7,82 (5,22-11,7)

¹ Concentrations des contaminants environnementaux chez les populations des Premières nations et des Inuits, renseignements personnels, numéro de fichier SC PPU 021 (Santé Canada, 2010c).

ANNEXE 14.B: FORMULES DE CONVERSION

Pour convertir des nmol/ L^{-1} en μ mol/ L^{-1} : 1 000 nmol/ L^{-1} = 1 μ mol/ L^{-1}

Masse moléculaire relative du mercure (Mr) : 200,59 g/mol⁻¹

Facteur de conversion = $0,00499 \, (\mu g/L^{-1} \, \text{à } \, \mu \text{mol}/L^{-1})$

Exemple

Pour convertir des données exprimées en nmol/L⁻¹ en données exprimées en µg/L⁻¹, utilisez la formule suivante :

 $X \mu g/L^{-1} = X nmol/L^{-1} \div 1000 \div facteur de conversion$ (FC), οù le FC correspond à 1 Mr⁻¹

ANNEXE 14.C RÉSUMÉ DES DONNÉES SUR L'EXPOSITION AU MERCURE

TABLEAU 14.11 Résumé des données sur l'exposition au mercure de la population canadienne en général, des populations exposées à un plus haut degré et des sous-groupes vulnérables

Population et âge	Emplacement	Moyenne géométrique de la concentration de mercure (et fourchette, s'il y a lieu)	Année de collecte des données	Milieu	Référence
Population cana	dienne en général				
Hommes et femmes, 6 à 79	Données représentatives à l'échelle nationale pour le Canada	Moyenne : 0,69 μg/L ⁻¹	2007-2009	Sang	Santé Canada, 2010a
Peuples autocht	ones de l'Arctique	canadien			
Femmes enceintes inuites	Nunavik	12 μg/L ⁻¹	1992	Sang	Santé Québec, 1994, cité dans Donaldson et al., 2010
Hommes et femmes, 18+	Nunavik	Hommes et femmes : $16.0 \mu g/L^{-1*}$ Baie d'Ungava : $10.9 \mu g/L^{-1*}$; Baie d'Hudson : $18.6 \mu g/L^{-1*}$; Non-Inuits : $3.73 \mu g/L^{-1*}$	1992	Sang	Dewailly <i>et al.</i> , 2001
Femmes enceintes inuites	Nunavik	Sang maternel : 10,4 μg/L ⁻¹ (2,6 à 44,2); Cheveux maternels : 3,7 μg/g ⁻¹ (0,3 à 14,0); Sang ombilical : 18,5 μg/L ⁻¹ (2,8 à 97,0)	1995-2000	Cheveux, sang, sang ombilical	Muckle <i>et al.</i> , 2001
Femmes	Nunavik	13 μg/L ⁻¹ (4,2 à 29)	1996	Sang	Dewailly et al.,
enceintes nuites		11 μg/L ⁻¹ (3,8 à 44)	1997		analyses spéciales des tendances temporelles citées
aitoo		7,2 μg/L ⁻¹ (3,2 à 27)	1998		
		8,5 μg/L ⁻¹ (2,6 à 3)	1999		dans Donaldson <i>et</i> al., 2010
		9,0 μg/L ⁻¹ (1,8 à 38)	2000		,
		9,9 μg/L ⁻¹ (1,6 à 33)	2001		
		7,6 μg/L ⁻¹ (1,2 à 30)	2004		
Hommes et femmes, 18 à 74	Nunavik	Hommes : 9,18 μg/ L^{-1*} Femmes : 11,5 μg/ L^{-1*}	2004	Sang	Fontaine <i>et al.</i> , 2008
Femmes enceintes inuites	Nunavik	4,0 μg/L ⁻¹	2007	Sang	Pereg, comm. pers., cité dans Donaldsor et al., 2010
Enfants inuits d'âge préscolaire, 4 à 6	Nunavik	Échantillons prélevés sur les enfants : 9,6 µg/L ⁻¹ (0,2 à 38,2) Sang ombilical : 22,2 µg/L ⁻¹ (1,8 à 104)	2000-2002	Sang, sang ombilical	Plusquellec <i>et al.</i> , 2010
Enfants inuits, 9 à 13	Nunavik	4,6 μg/L ⁻¹ (0,1 à 34,1)	2005-2007	Sang	Boucher et al., 2012
Nourrissons inuits, 11 à 54 mois	Nunavik	1,8 μg/L ^{-1*} (0,04 à 32,9)	2006-2010	Sang	Turgeon O'Brien <i>et al.</i> , 2012
Femmes enceintes	Inuvik (T.N0.)	Inuites : 2,1 µg/L ⁻¹ (0,6 à 24); Dénées et Métisses : 1,1 µg/L ⁻¹ (0,1 à 6,0); Non-Autochtones : 0,6 µg/L ⁻¹ (0,1 à 2,3)	1998-1999	Sang	Tofflemire, 2000, cité dans Donaldsor et al., 2010

TABLEAU 14.11 Suite

Population et âge	Emplacement	Moyenne géométrique de la concentration de mercure (et fourchette, s'il y a lieu)	Année de collecte des données	Milieu	Référence
Femmes enceintes inuites, dénées, métisses et non autochtones	Inuvik (T.N0.)	1,2 μg/L ⁻¹ (0,10 à 24,3)	1998-1999	Sang	Tofflemire, 2000
Femmes enceintes	Inuvik (T.N0.)	Inuites : 1,13 μg/L ⁻¹ (0,1 à 14); Dénées et Métisses : 0,72 μg/L ⁻¹ (0,1 à 4,4); Non-Autochtones : 0,26 μg/L ⁻¹ (0,1 à 0,9)	2005-2006	Sang	Armstrong <i>et al.</i> 2007
Femmes enceintes	Baffin, Nunavut	Mercure total : $6,72 \mu g/L^{-1}$ (n. d. à 33,9) Méthylmercure : $5,97 \mu g/L^{-1}$ (0,00 à 29,29)	1997	Sang	Butler-Walker <i>et al.</i> , 2006
Femmes enceintes inuites, dénées, métisses et caucasiennes	Territoires du Nord-Ouest et Nunavut	Inuites: sang maternel, 3,51 μ g/L ⁻¹ (n. d. à 33,9), sang ombilical, 6,96 μ g/L ⁻¹ (0,40 à 75,82); Dénées et Métisses: sang maternel, 1,35 μ g/L ⁻¹ (n. d. à 6,02), sang ombilical, 1,62 μ g/L ⁻¹ (n. d. à 8,83) Caucasiennes: sang maternel, 0,87 μ g/L ⁻¹ (n. d. à 4,21), sang ombilical, 1,22 μ g/L ⁻¹ (n. d. à 12,84);	1994-1999	Sang Sang ombilical	Butler-Walker <i>et al.</i> , 2006
Adultes et femmes en âge de procréer	Igloolik et Repulse Bay, Nunavut	Igloolik : adultes, 6,2 μg/g ⁻¹ (0,1 à 13); femmes en âge de procréer, 2,1 μg/g ⁻¹ (0,2 à 7) Repulse Bay : adultes, 2,7 μg/g ⁻¹ (1,0 à 6,3); femmes en âge de procréer, 2,1 μg/g ⁻¹ (0,5 à 6,0)	2004	Cheveux	Solomon, 2005
Femmes enceintes inuites	Baffin, Nunavut	4,0 μg/L ⁻¹ (0,52 à 28 μg/L)	2005-2007	Sang	Potyrala, comm. pers., cité dans Donaldson <i>et al.</i> 2010
Enfants inuits, 3 à 5	Régions de Baffin, de Kitikmeot et de Kivalliq, au Nunavut	Tous les enfants : 0,66 µg/g ⁻¹ (10° et 95° centile : 0,09 et 5,20 µg/g); Baffin : 1,14 µg/g ⁻¹ (10° et 95° centile : 0,16 et 6,33); Kivalliq : 0,52 µg/g ⁻¹ (10° et 95° centile : 0,08 et 4,47); Kitikmeot : 0,31 µg/g ⁻¹ (10° et 95° centile : 0,07 et 1,63)	2007-2008	Cheveux	Tian <i>et al.</i> , 2011
Premières nations	;				
Membres et non-membres adultes de la Première nation Passamaquoddy	Baie de Fundy; Grand Manan et St. Andrews/St. Stephen	St. Andrews : 0,42 μg/g ⁻¹ ; Grand Manan : 0,70 μg/g ⁻¹	2002	Cheveux	Legrand <i>et al.</i> , 2005
Adultes cris, 18+	Baie James, Québec	Sang : 3,09 μg/L ^{-1*} Cheveux : 0,473 μg/g ^{-1*}	2005-2009	Sang, cheveux	Valera <i>et al.</i> , 2011a
Hommes et femmes des Premières nations, 19+, dans les réserves	Colombie- Britannique	Sang : 1,46 μg/L ⁻¹ Cheveux : 0,36 μg/g	2008-2009	Sang, cheveux	Chan <i>et al.</i> , 2011

Population et âge	Emplacement	Moyenne géométrique de la concentration de mercure (et fourchette, s'il y a lieu)	Année de collecte des données	Milieu	Référence
Hommes et femmes des Premières nations, 19+, dans les réserves	Colombie- Britannique	Sang : 1,46 μg/L ⁻¹ Cheveux : 0,36 μg/g	2008-2009	Sang, cheveux	Chan <i>et al.</i> , 2011
Canadiens d'ori	gine asiatique				
Pêcheurs sportifs vietnamiens, bangladais et non asiatiques	Fleuve Saint- Laurent, région de Montréal	Médiane, pêcheurs vietnamiens : 1,23 μg/g ⁻¹ (90° centile : 4,62); Médiane, pêcheurs bangladais : 1,07 μg/g ⁻¹ (90° centile : 2,29); Médiane, pêcheurs non asiatiques : 0,73 μg/g ⁻¹ (90° centile : 1,88)	1995	Cheveux	Kosatsky <i>et al.</i> , 1999
Canadiens d'origine européenne et asiatique consommateurs de poisson	Ontario	Canadiens d'origine européenne : $2,0~\mu g/L^{-1}$ $(0,4~ à~7,2);$ Canadiens d'origine asiatique : $7,9~\mu g/L^{-1}$ $(1,0~ à~26,0)$	1996-1999	Sang	Cole <i>et al.</i> , 2004
Enfants, 1,5 à 5	Vancouver	Médiane, total : 0,92 μg/L ^{-1*} (0 à 13,6); Médiane, Caucasiens : 0,18 μg/L ^{-1*} (0 à 3,63); Médiane, Chinois : 2,15 μg/L ^{-1*} (0,10 à 13,6); Médiane, autres : 0,701 μg/L ^{-1*} (0 à 2,63)	2003-2004	Sang	Innis <i>et al.</i> , 2006
Pêcheurs à la lig	jne et consomma	teurs de poisson de sport			
Pêcheurs à la ligne et consommateurs de poisson de sport	Ontario	Pêcheurs à la ligne qui ne consomment pas leurs prises : 1,5 μg/ L ⁻¹ (< 1,1 à 5,4); Pêcheurs à la ligne qui consomment leurs prises : 2,2 μg/L ⁻¹ (< 1,1 à 16,3)	1992-1993	Sang	Cole <i>et al.</i> , 2004
Hommes et femmes adultes consommateurs de poissons provenant de lacs fluviaux	Québec : région du lac Saint- Pierre et région de l'Abitibi	$75^{\rm e}$ centile, sang : Abitibi : 8,30 μg/L ⁻¹ (0,40 à 26,9); lac Saint-Pierre : 3,30 μg/L ⁻¹ (0,20 à 17,0); $75^{\rm e}$ centile, cheveux : Abitibi : 1,71 μg/g ⁻¹ (0,026 à 8,16); lac Saint-Pierre : 1,04 μg/g ⁻¹ (0,035 à 5,23)	2003	Sang, cheveux	Abdelouahab <i>et al.</i> , 2008
Pêcheurs sportifs caucasiens	Baie James, Québec : employés d'Hydro-Québec	Sang : 4,39 μg/L ^{-1*} avant la saison de la pêche et 7,13 μg/L* après; Cheveux : 1,4 μg/g ⁻¹ avant la saison de la pêche et 2,8 μg/g ⁻¹ après	S.O.	Sang, cheveux	Belanger <i>et al.</i> , 2008
Hommes et femmes pratiquant la pêche sportive	Baie James, Québec : employés d'Hydro- Québec	Sang : 8,0 μ g/L ⁻¹ (0,80 à 21 μ g/g) Cheveux : 1,2 μ g/g ⁻¹ (avril; 0,20 à 3,9); 1,1 μ g/g ⁻¹ (mai; 0,20 à 3,8); 1,3 μ g/g ⁻¹ (juin; 0,20 à 4,7); 1,5 μ g/g ⁻¹ (juillet; 0,22 à 4,6)	Été (année s. o.)	Sang, cheveux	Noisel <i>et al.</i> , 2011

TABLEAU 14.11 Suite

Population et âge	Emplacement	Moyenne géométrique de la concentration de mercure (et fourchette, s'il y a lieu)	Année de collecte des données	Milieu	Référence
Femmes enceint	tes, femmes en â	ge de procréer et nourrissons			
Nouveau-nés	Québec	Globalement : $0.966 \ \mu g/L^{-1*}$ ($0.20 \ \grave{a} \ 14.3$) En région urbaine : $1.14 \ \mu g/L^{-1*}$ En région suburbaine : $0.72 \ \mu g/L^{-1*}$ En région rurale : $0.62 \ \mu g/L^{-1*}$	1993-1995	Sang ombilical	Rhainds <i>et al.</i> , 1999
Femmes en âge de procréer, 20 à 45	Fleuve Saint- Laurent, région de Montréal	Faible consommation de poisson : 1,36 μ g/L ⁻¹ ; Consommation élevée de poisson : 5,80 à 7,60 μ g/L ⁻¹ (n=3)	1995-1996	Sang	Nadon, Kosatsky et Przybysz, 2002
Femmes enceintes	Fleuve Saint- Laurent, sud-ouest du Québec	Sang, premier trimestre : 0,85 μg/L ⁻¹ Sang, deuxième trimestre : 0,56 μg/L ⁻¹ Sang, à l'accouchement : 0,48 μg/L ⁻¹ Sang ombilical : 0,52 μg/L ⁻¹	Non disponible	Sang, sang ombilical	Morrissette <i>et al.</i> , 2004
Primipares canadiennes, nées au Canada et nées à l'étranger	Halifax, Hamilton, Ottawa, Calgary et Vancouver	Globalement : 0,46 μg/L ⁻¹ Nées au Canada : 0,40 μg/L ⁻¹ Nées à l'étranger : 0,88 μg/L ⁻¹	2005-2007	Sang	Foster <i>et al.</i> , sous presse
Femmes enceintes canadiennes et canadiennes d'origine japonaise; groupe de référence de femmes non enceintes	Ontario	Japonaises : 1,7 μg/g ⁻¹ ; Canadiennes : 0,4 μg/g ⁻¹ ; Groupe de référence : 0,2 μg/g ⁻¹ ;	2006-2009	Cheveux	Schoeman <i>et al.</i> , 2010

^{*}Données en nmol/L-1 ou en nmol/g-1 converties selon les lignes directrices énoncées à l'annexe A.

s.o. : sans objet n. d. = non détecté

Chapitre 15:

Conclusions, principales lacunes et recommandations futures



Auteure coordonnatrice : Alexandra Steffen

Auteure principale : Alexandra Steffen

Coauteurs : Paul Arp, Niel Burgess, John Chételat, Ashu Dastoor, David Depew, Mary Gamberg, Jennifer Gibson, Jenny Graydon, Gregor Kos, Tara Leech, Igor Lehnherr, Marc Lucotte, David Neimi, Nelson O'Driscoll, Claire Oswald, Anton Scheuhammer, Alexandra Steffen, Vince St Louis

TABLE DES MATIÈRES

15.1 INTRODUCTION	880
15.2 REJETS ANTHROPIQUES DANS L'AIR ET DANS L'EAU	880
15.3 ÉMISSIONS DE MERCURE PAR LES SOLS CANADIENS	881
15.4 MERCURE DANS LES SÉDIMENTS FLUVIAUX ET LACUSTRES	882
15.5 MERCURE DANS LES SOLS ET LA VÉGÉTATION DES FORÊTS	
15.6 MERCURE DANS L'ATMOSPHÈRE	
15.7 MERCURE DANS LES MILIEUX SECS ET LES MILIEUX HUMIDES	
15.8 MERCURE DANS LES ÉCOSYSTÈMES DULCICOLES	
15.9 MERCURE DANS LES MILIEUX MARINS	
15.10 INFLUENCES DES ACTIVITÉS ANTHROPIQUES SUR LE MERCURE	885
15.11 MODÉLISATION DE LA RÉPONSE DES CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS LES POISSONS AUX CHANGEMENTS DANS LES ÉMISSIONS	885
15.12 VARIATION GÉOGRAPHIQUE ET TEMPORELLE DU MERCURE DANS LE BIOTE TERRESTRE	222

15.1 INTRODUCTION

L'Évaluation scientifique sur le mercure au Canada est la première évaluation et synthèse scientifique exhaustive sur le mercure (Hg) dans l'environnement canadien. Le programme scientifique sur le mercure, du Programme de réglementation de la qualité de l'air (PRQA), a été établi en 2007 pour mettre sur pied la base de connaissances scientifiques nécessaires pour appuyer les décisions réglementaires sur le mercure; cette évaluation était un des principaux résultats de ce programme.

Ce rapport d'évaluation a démontré l'étendue et la portée de la recherche scientifique qui a été entreprise au Canada sur le mercure. Chaque chapitre illustre les processus complexes par lesquels le mercure passe dans l'écosystème et les répercussions que peut avoir le mercure sur l'environnement. Dans l'ensemble, les conclusions de cette évaluation ont démontré que le mercure demeure un risque pour les écosystèmes et la santé humaine au Canada et que les activités humaines contribuent aux concentrations observées de mercure au Canada. À l'échelle mondiale, le Canada n'est pas le plus grand émetteur anthropique de mercure dans l'environnement, et notre modèle évalue que 95 % du mercure anthropique déposé au Canada provient de l'extérieur du pays. On a aussi conclu que les émissions de mercure atmosphérique sont liées à l'exposition au méthylmercure (MgHg) via une série de processus biogéochimiques avant lieu dans l'environnement. De plus, les émissions atmosphériques de gaz à effet de serre et de précurseurs d'acide peuvent être liées, dans certaines circonstances, à l'enrichissement en MeHg des écosystèmes aquatiques et à l'accumulation subséquente de Hq dans le biote. Les activités humaines comme l'exploitation forestière, la mise en eau de réservoirs, les activités minières et les activités causant l'eutrophisation peuvent influer sur le transport du mercure, augmenter sa méthylation et augmenter sa bioaccumulation dans le biote. Dans l'ensemble, il a été recommandé de poursuivre la surveillance du Hg au Canada et d'augmenter la surveillance des concentrations atmosphériques et du dépôt atmosphérique. De plus, il faut augmenter la surveillance à long terme des poissons et des oiseaux prédateurs, ainsi que de certains mammifères

terrestres et marins. Enfin, il a été recommandé que les efforts de recherche future sur le mercure au Canada s'appuient sur les programmes efficaces existants et qu'ils mettent l'accent sur l'élaboration de programmes intégrés à l'échelle nationale qui comblent les lacunes prioritaires dans les connaissances.

Le Canada a mené avec succès de la recherche et de la surveillance sur les processus du mercure dans l'environnement et sur la santé au cours des dernières décennies; toutefois, il reste beaucoup d'inconnues. Cette Évaluation scientifique sur le mercure au Canada a mené à la reconnaissance de plusieurs lacunes prioritaires et détaillées dans les connaissances et a formulé des recommandations scientifiques quant aux secteurs d'intérêt et à la recherche future. Un résumé de ces lacunes et recommandations pour la recherche future a été dressé. La section suivante résume ces enjeux par sujet de recherche:

15.2 REJETS ANTHROPIQUES DANS L'AIR ET DANS L'EAU

Lacunes:

Les lacunes dans les connaissances des inventaires d'émissions de 1990 à 2010 sont les suivantes :

- Information détaillée sur les émissions rapportées dans l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) pour consolider adéquatement les estimations des sources et les émissions projetées;
- Information sur la conformité des émissions individuelles aux règlements en vigueur;
- Information sur les concentrations de Hg dans les sources primaires (par ex., sables bitumineux, charbon);
- Information détaillée sur l'utilisation canadienne de produits contenant du Hg (la plupart des produits inventoriés sont basés sur les estimations américaines de l'utilisation de produits);

- Les émissions de mercure par les feux de forêt, y compris le brûlage dirigé et le brûlage agricole;
- Les facteurs d'émission pour le Canada (peu ont été développés pour le Canada; la plupart ont été développés par les États-Unis ou par d'autres pays);
- Même si les émissions des incinérateurs sont bien comprises, les émissions des incendies accidentels aux sites d'enfouissement et des autres incidents ou installations de brûlage de déchets n'ont pas été caractérisées;
- Les émissions canadiennes avant 1970 pour tous les compartiments environnementaux (en particulier l'atmosphère et l'eau);
- Information précise sur les espèces chimiques du Hg émis;
- Variabilité saisonnière des émissions de Hg dans l'atmosphère, surtout pour les périodes d'exposition élevée.

Recommandations pour les efforts de recherche future :

- Une évaluation exhaustive des émissions rapportées dans l'IRNP est requise. Actuellement, les installations doivent estimer leurs rejets d'après l'information dont elles disposent, mais si aucune information n'est disponible, la source et les émissions ne sont peut-être pas rapportées;
- Les sources canadiennes autres que celles rapportées dans l'IRNP doivent être caractérisées;
- Les émissions héritées du Canada doivent être bien caractérisées et ajoutées à l'inventaire des émissions;
- Les incertitudes dans les inventaires des émissions de Hg doivent être réduites (comme pour les incertitudes dans les inventaires des autres polluants atmosphériques);
- Un autre scénario d'émissions de mercure doit être élaboré sur la base d'un scénario de changement climatique impliquant une augmentation des concentrations de gaz carbonique (pas plus de 450 mg kg⁻¹);

 De l'information sur les rejets de Hg dans l'eau et sur le sol (par ex., dépôt de cendres volantes émises par les centrales électriques et les incinérateurs sur les décharges) doit être collectée et rendue disponible.

15.3 ÉMISSIONS DE MERCURE PAR LES SOLS CANADIENS

Lacunes:

- Données sur les émissions de Hg par les sols naturels au fil du temps dans l'ensemble du Canada pour quantifier l'échange air-sol de Hg et pour établir des contraintes réalistes quant aux taux d'échange air-surface de Hg dans divers paysages caractérisés par différentes géologies sous-jacentes, couvertures terrestres et chimies du sol;
- Compréhension des processus abiotiques et biotiques à l'origine de l'oxydation et de l'émission de Hq^o par les surfaces;
- Données sur les émissions en provenance des systèmes terrestres de l'Arctique pour comprendre le cycle biogéochimique du Hg dans les milieux froids.

Recommandations pour les efforts de recherche future :

 Pour porter les données sur les émissions de Hg par le sol spécifiques au site à l'échelle du bilan national des émissions de Hg, il faut élaborer des modèles de prédiction qui incorporent des données sur le flux de Hg et qui effectuent la corrélation de ces données avec les caractéristiques du climat et du sol.

15.4 MERCURE DANS LES SÉDIMENTS FLUVIAUX ET LACUSTRES

Lacunes:

Les lacunes dans les connaissances sur les processus de la source au récepteur de Hg, des milieux secs vers les cours d'eau et les lacs, sont les suivantes :

- Transport du Hg particulaire et dissous des milieux secs vers les eaux de surface pour établir les relations entre les quantités de MeHg et de THg et les débits:
- Effets des initiatives de lutte contre les émissions de Hg, les changements d'affectation des terres, le couvert végétal et les conditions climatiques sur le Hg sur les transformations connexes du Hg des milieux secs vers les eaux de surface.

Recommandations pour les efforts de recherche future :

- Des études de cas sont requises sur les bassins versants ayant des teneurs élevées en Hg (incluent les activités minières passées, actuelles et prévues) et des outils pour appuyer les prises de décision quant au confinement du Hg, à la décontamination et à l'exploration géochimique sont requis;
- Ces efforts devraient être associés aux bases de données existantes sur les concentrations de Hg dans les poissons pour quantifier et cartographier le transfert du Hg des milieux secs vers les cours d'eau/lacs et vers les poissons.

15.5 MERCURE DANS LES SOLS ET LA VÉGÉTATION DES FORÊTS

Lacunes:

- Mercure total dans la végétation, le sol et la matière organique pour aider à évaluer la séquestration, la rétention et la libération de Hg sur le site et dans le bassin versant en termes de bassins, de bilan massique et de taux de transferts;
- Sources de mercure dans la végétation et le sol selon l'origine (atmosphérique, géogénique ou anthropique).

Recommandations:

- Un modèle générique qui peut prédire les changements dans le bassin de Hg et dans le transfert de Hg dans le sol, la végétation (biomasse) et les bassins versants provenant du dépôt de Hg atmosphérique est requis;
- Le dépôt de Hg atmosphérique doit être biosurveillé au moyen d'arbres à feuillage persistant (épinette, sapin) et de lichens épiphytes (espèces du genre Usnea); les accumulations de pluie au sol doivent être biosurveillées en utilisant les mousses ubiquistes à croissance lente comme les pleurozies.

15.6 MERCURE DANS L'ATMOSPHÈRE

Lacunes:

- Mesures spatiales exhaustives et à long terme du Hg atmosphérique dans l'ensemble du Canada (en particulier les espèces de Hg, car l'information et les tendances existantes sont très limitées);
- Compréhension des espèces de Hg atmosphérique (mercure gazeux réactif et mercure particulaire total) et de leurs réactions à l'échelle moléculaire, pour quantifier le dépôt sec de Hg partout au Canada et pour prédire les répercussions futures des changements dans les émissions et le climat;

- Processus augmentés ou provoqués par les changements dans le climat;
- Études d'attribution des sources directes pour les zones où se trouvent des émetteurs de Hg et où sont pratiquées des activités de mise en valeur des ressources au Canada;
- Compréhension de l'émission/de la réémission de Hg dans l'atmosphère par les surfaces et du devenir du Hg émis à l'échelle nationale;
- Spéciation détaillée des émissions de Hg, information cinétique sur les réactions du Hg et sur les processus de dépôt sec mesuré.

Recommandations pour les efforts de recherche future :

- Dans l'ensemble, de la surveillance et de la recherche coordonnées sur l'atmosphère du Canada sont nécessaires pour déterminer les concentrations nationales et l'influx de Hg par les régions sources externes;
- De nouvelles méthodes sont requises pour augmenter la couverture spatiale, mesurer directement le dépôt sec, évaluer les régions sources de Hg et pour élucider les espèces de Hg dans l'air;
- Le dépôt humide dans l'Arctique doit être surveillé, car on prévoit que les taux de dépôt augmenteront de façon significative dans cette région;
- Des observations sur les espèces de Hg atmosphérique sont nécessaires pour dresser un portrait juste du cycle local et régional du Hg et pour améliorer les calculs du dépôt dans le modèle:
- Il faut effectuer plus de recherche sur les processus atmosphériques en Arctique provoqués par des changements climatiques rapides, et en particulier sur les répercussions de l'exploitation des ressources sur le cycle du Hg dans cette région fragile;

- Les régions émettrices héritées (comme Flin Flon, au Manitoba) doivent être davantage étudiées. Les répercussions cumulatives des industries actuelles et passées doivent être évaluées pour élaborer des règlements sur la lutte contre les émissions;
- Il faut comprendre les mesures et les processus des flux pour prédire les émissions et les réémissions de Hg au Canada;
- De l'information sur les espèces, les émissions et les réactions de Hg doit être incorporée dans les modèles pour améliorer la prédiction des sources, du dépôt et du devenir du Hg dans les écosystèmes canadiens.

15.7 MERCURE DANS LES MILIEUX SECS ET LES MILIEUX HUMIDES

Lacunes:

Il manque d'information sur le devenir et le transport du Hg terrestre pour les régions suivantes du Canada :

- milieux humides dans la baie d'Hudson et les basses-terres de la baie James;
- paysages montagneux, y compris les glaciers continentaux;
- régions de pergélisol continu ou discontinu;
- vastes études nationales sur le Hg dans le sol et étude dans les bassins versants sur l'exportation de THg/MeHg.

- Il faut entreprendre la surveillance des sols et des bassins versants dans l'ensemble du Canada:
- Il faut mener plus de recherche pour combler les lacunes dans les renseignements sur certaines régions, y compris (sans s'y limiter) les milieux humides de la baie d'Hudson et les basses-terres de la baie James, les montagnes, dont les glaciers, et les régions de pergélisol;

 Il faut développer les signatures isotopiques du Hg pour comprendre son déplacement à travers les écosystèmes et pour attribuer le Hg à ses sources atmosphériques, héritées et industrielles.

15.8 MERCURE DANS LES ÉCOSYSTÈMES DULCICOLES

Lacunes:

- Mesure de la production et du devenir du MeHg durant l'automne, l'hiver et le printemps;
- Compréhension des taux et des mécanismes d'oxydation du Hg⁰;
- Compréhension des interactions entre les facteurs connus pour influer sur la production de MeHg (pH, température, matière organique, etc.); cette lacune restreint sévèrement notre capacité à prédire le devenir du MeHg dans les écosystèmes dulcicoles dans différents scénarios (par ex., perturbations anthropiques, changements climatiques).

Recommandations pour les efforts de recherche future :

- Des études dirigées sur les mécanismes photochimiques et biologiques de la production/ dégradation du MeHg et de l'oxydation du Hg⁰ sont requises;
- Les effets des changements climatiques sur le cycle du Hg et la production et la bioaccumulation de MeHg dans les écosystèmes dulcicoles doivent être compris pour prédire les changements dans l'exposition des humains et des espèces sauvages au MeHg;
- Des études menées toute l'année sur les processus du Hg et du MeHg (de préférence des études sur le bilan massique du MeHg) devraient être entreprises dans différents types d'écosystèmes dulcicoles.

15.9 MERCURE DANS LES MILIEUX MARINS

Lacunes:

- Information sur les processus de production de MeHg et mesures des concentrations de MeHg dans l'eau de mer et dans les sédiments des milieux marins du Canada;
- Information sur le Hg pour plusieurs grandes régions marines, y compris la côte est de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador, ainsi que la côte nord de la Colombie Britannique.

- Plus de recherche et de surveillance sont nécessaires pour caractériser le déplacement et le devenir du Hg dans les milieux marins, en particulier les répercussions des activités humaines sur la bioaccumulation de MeHg dans les poissons et les espèces sauvages marines;
- Pour améliorer notre compréhension des risques du Hg dans les milieux marins pour les humains et le biote, et pour les atténuer, la recherche future devrait être axée sur :
 - Les processus complexes de la production de MeHg dans la colonne d'eau et dans les sédiments;
 - Les principaux habitats qui fournissent du MeHg aux réseaux trophiques et les facteurs qui contrôlent la façon dont le MeHg entre dans les réseaux trophiques;
 - Les répercussions des changements environnementaux (comme la perte de glace marine dans l'Arctique) et des activités humaines (comme l'eutrophisation et le développement des côtes) sur le devenir du Hg dans les écosystèmes marins.

15.10 INFLUENCES DES ACTIVITÉS ANTHROPIQUES SUR LE MERCURE

Lacunes:

- Les influences des changements dans le climat (température, précipitations) sur le Hg dans l'environnement;
- Les effets combinés de l'eutrophisation et des changements dans la composition des espèces aquatiques sur la bioaccumulation de Hg dans les espèces de poissons prédateurs au sommet du réseau trophique.

Recommandations pour les efforts de recherche future :

- La planification des activités humaines qui modifient les paysages doit tenir compte des répercussions du Hg sur les écosystèmes aquatiques. Par exemple, il faut établir et maintenir des zones tampons riveraines boisées les plus larges possible autour des plans d'eau; la coupe d'écrémage doit être privilégiée à la coupe à blanc; et les réservoirs doivent être profonds plutôt que vastes, avec un faible rapport de superficie inondée par rapport à la surface d'eau;
- Des mesures de lutte contre les émissions de précurseurs d'acide dans l'atmosphère doivent être élaborées;
- Les mesures de lutte contre l'eutrophisation des systèmes aquatiques doivent être renforcées, pour maintenir les taux de méthylation du Hg les plus bas possible.

15.11 MODÉLISATION DE LA RÉPONSE DES CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS LES POISSONS AUX CHANGEMENTS DANS LES ÉMISSIONS

Lacunes:

- Données et connaissances sur le mercure dans les systèmes terrestres pour modéliser les processus du Hg afin de prédire la réponse des concentrations de Hg dans les poissons aux changements dans les émissions;
- Prise en compte des changements autres que ceux attribuables à la lutte contre les émissions de Hg (par ex., changements climatiques, changements d'affectation des terres) dans la modélisation des écosystèmes;
- Capacité de porter les prédictions pour les bassins versants individuels à l'échelle de prédictions régionales et nationales.

- Des programmes de surveillance pour divers types d'écosystèmes et diverses régions sont nécessaires pour comprendre les différentes réponses du cycle du Hg aux réductions des émissions dans l'ensemble du Canada;
- Des programmes de surveillance à long terme sont nécessaires pour mesurer le Hg ainsi que diverses variables physiques et biochimiques, en mettant l'accent sur les bassins versants dans les écosystèmes terrestres;
- Le modèle doit être perfectionné pour représenter adéquatement le rôle des systèmes terrestres dans le transport du mercure vers les plans d'eau;
- Le modèle doit être perfectionné afin d'obtenir un modèle biogéochimique multimédia et entièrement interactif pour examiner les répercussions des changements environnementaux, comme les changements climatiques, sur le cycle du mercure;

- Le modèle devrait être appliqué à une gamme complète de types d'écosystèmes, y compris les écosystèmes de l'Arctique et marins, pour dresser un portrait national des avantages des mesures de lutte contre les émissions pour la prise de décisions;
- Le modèle devrait être appliqué à la quantification des répercussions des changements environnementaux (comme les changements dans le climat, les affectations des terres et les autres émissions de polluants atmosphériques) sur les concentrations de mercure dans les écosystèmes canadiens.

15.12 VARIATION GÉOGRAPHIQUE ET TEMPORELLE DU MERCURE DANS LE BIOTE TERRESTRE ET AQUATIQUE

Lacunes:

- Intégration de jeux de données de tous les compartiments pour l'analyse spatiale et la modélisation pour le Canada;
- Données à long terme, de fréquence élevée, sur les concentrations de Hg dans le biote en général au Canada;
- Méthodes pour analyser de façon uniforme et comparative les données nationales sur le Hg pour le biote;
- Données sur les concentrations de Hg dans les organismes et les insectivores de faible niveau trophique et sur la dynamique du déplacement du Hg de l'atmosphère vers les lichens puis vers les caribous;
- Compréhension des facteurs favorisant l'entrée de MeHg dans les réseaux trophiques aquatiques;
- Surveillance écologique du Hg dans les poissons marins, les mammifères marins (en dehors de l'Arctique), les invertébrés marins (en dehors du golfe du Saint-Laurent), les oiseaux de la région des Prairies et les oiseaux piscivores (par ex., aigles, balbuzards et plongeons);

- Répercussions des changements climatiques et des activités humaines sur la dynamique future du Hg et sur les tendances spatiales du Hg dans les poissons et les espèces sauvages canadiens;
- Tendances temporelles du Hg dans la végétation et les mammifères terrestres (à l'exception des orignaux et des caribous).

- Un programme coordonné à l'échelle nationale qui désigne les espèces clés pour la surveillance à long terme (semblable au programme dirigé PLCN-AC) doit être entrepris pour permettre l'identification des espèces à risque et l'évaluation de l'efficacité des mesures réglementaires;
- Pour surveiller le Hg dans les poissons et les espèces sauvages par des méthodes uniformes, une coordination entre les organismes gouvernementaux fédéraux, provinciaux, territoriaux et autochtones, les universités et les organismes non gouvernementaux dans tout le Canada est requise;
- Pour établir un juste équilibre entre les contraintes financières et les besoins en information pertinente, les espèces clés doivent (1) être résidantes du Canada, (2) accumuler des concentrations mesurables de Hg, (3) être faciles à échantillonner et (4) avoir un domaine vital relativement stable ou petit;
- En fonction de ces critères, les espèces clés recommandées pour la surveillance sont le caribou, le vison, la loutre, le plongeon huard, la petite chauve-souris brune, les insectivores, le touladi, le doré jaune, le grand brochet, la perchaude, l'omble chevalier, les poissons marins, les oiseaux marins, les phoques, les bélugas, les ours polaires et les moules.

15.13 EFFETS SUR LA SANTÉ ET RISQUES DU MERCURE POUR LES POISSONS ET LES ESPÈCES SAUVAGES

Lacunes:

- Recherche visant à étudier et à documenter les effets biologiques du Hg sur le biote dans les milieux sensibles au Hg au Canada;
- Les valeurs de référence utilisées pour les poissons dans cette étude sont prudentes et représentent une limite importante de cette évaluation.

Recommandations pour les efforts de recherche future :

- Les études des effets biologiques devraient constituer un volet majeur des efforts de recherche et de surveillance futures sur le Hg dans l'ensemble du Canada, surtout dans les zones où le biote est vulnérable;
- Les évaluations futures devraient être moins fondées sur des études sur la toxicité pour les poissons peu nombreuses et grandement dépassées;
- Les paramètres d'évaluation comme les effets sur la reproduction et le comportement dans les espèces de poisson sauvage devraient être utilisés dans les études futures:
- Il faut étudier l'exposition des insectivores au Hg par les insectes proies (et les effets de cette exposition).

15.14 SANTÉ HUMAINE ET MERCURE

Lacunes:

 Études pour évaluer l'exposition des nourrissons et des enfants de moins de 6 ans au Hg, en particulier pour les nourrissons et les enfants des Premières Nations, pour lesquels aucune donnée n'existe actuellement;

- Recherche sur la relation entre l'exposition au MeHg et les maladies cardiovasculaires, et sur la possibilité que le MeHg cause des maladies rénales et des effets immunologiques et cancérogènes;
- Compréhension de l'équilibre entre les bénéfices des nutriments comme les acides gras oméga-3 et les risques d'une exposition au MeHg par les poissons.

- La biosurveillance continue des Canadiens en ce qui a trait à l'exposition au MeHg est recommandée, y compris des études de suivi pour surveiller les tendances, ce qui est particulièrement important dans l'Arctique canadien et près des grands cours d'eau dans le sud du Canada;
- Surveillance accrue du Hg sur les réserves pour identifier les sous-groupes des populations des Premières Nations qui sont grandement exposés au Hg, tel que démontré par le niveau élevé de variabilité observé dans la biosurveillance du Hg;
- Le rôle du sélénium et d'autres nutriments en tant que modificateurs potentiels des effets sur la santé du MeHg doit davantage être étudié, puisque les études sur les humains n'ont pas confirmé de façon définitive la capacité de ces nutriments à atténuer les effets sur la santé du MeHg;
- Les avantages nutritionnels de la consommation de poisson à différentes étapes de la vie, comme durant la grossesse et l'enfance, doivent être étudiés pour les populations vulnérables du Canada;
- Les risques de l'exposition au Hg et les avantages nutritionnels et socioéconomiques de la consommation de poissons et d'espèces sauvages traditionnelles doivent être communiqués aux collectivités et aux groupes vulnérables par des messages publics spécifiques aux régions ou à la culture.