

Biblio
Hz 368711

**BILAN SUR LE TRANSPORT ATMOSPHÉRIQUE
DES SUBSTANCES ORGANIQUES RÉMANENTES
DANS LE NORD QUÉBÉCOIS**

Préparé par: M.F. Dalcourt

Mai, 1996

Environnement Canada /Région du Québec

Direction des Affaires ministérielles

Section des Évaluations Environnementales

Environnement Canada
Division des évaluations environnementales
C.P. 10 100
Sainte-Foy, Qc
G1V 4H5

TABLE DES MATIÈRES

PRÉFACE	5
1. INTRODUCTION	5
2. SUBSTANCES ORGANIQUES RÉMANENTES (SOR): DÉFINITION ET CARACTÉRISTIQUES	9
3. MÉCANISME GÉNÉRAL DU TRANSPORT À GRANDE DISTANCE DES SOR ET PARTICULARITÉS DU MILIEU ARCTIQUE	11
Transport atmosphérique et autres	11
Déposition/Revolatilisation atmosphérique	14
Dégradation des Polluants	15
4. CONTAMINATION DES ÉCOSYSTÈMES DU NORD QUÉBÉCOIS	15
Milieu marin	16
Mammifères marins et Ours polaire	17
Milieu aquatique d'eau douce	19
Milieu terrestre	21
Oiseaux migrateurs	22
5. EXPOSITION AUX SOR DES POPULATIONS AUTOCHTONES DU NORD QUÉBÉCOIS	23
L'exposition	23
L'évaluation du risque	25
6. LACUNES ET BESOINS FUTURS EN RECHERCHE	27
7. CONCLUSION	29
RÉFÉRENCES	30

**ANNEXE I: LES MÉTAUX LOURDS (CADMIUM, MERCURE ET PLOMB) DANS
LE NORD QUÉBÉCOIS ET LE TRANSPORT ATMOSPHÉRIQUE À GRANDE
DISTANCE 34**

Origine et Contexte 34

Mobilisation et transport des métaux 34

La santé des écosystèmes 36

Milieu marin 36

Milieu aquatique d'eau douce 38

Milieu terrestre 39

La santé humaine 39

RÉFÉRENCES 41

**ANNEXE II: LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)
ET LE TRANSPORT ATMOSPHÉRIQUE À GRANDE DISTANCE -
PROBLÉMATIQUE QUÉBÉCOISE - 43**

Origine et Contexte 43

Transport atmosphérique 46

La santé des écosystèmes arctiques 47

Milieu marin 47

Milieu aquatique d'eau douce 47

Milieu terrestre 48

La santé humaine 48

RÉFÉRENCES 49

**ANNEXE III: FICHES TECHNIQUES DES PRINCIPALES SUBSTANCES
ORGANIQUES RÉMANENTES DISCUTÉES DANS LE CADRE DU
PROTOCOLE DE ONU-CEE (TADPA) 51**

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1. Les sites, à travers le monde, où les SOR ont été détectées dans le biote.	7
Figure 2. La province du Québec avec le territoire visé par le présent rapport	8
Figure 3. Couloirs principaux de transport atmosphérique.	13
Figure 4. Schéma de l'effet sauterele	15
Figure 5. Bioamplification des BPC le long de la chaîne alimentaire marine.	17
Figure A2.1. Rejets atmosphériques de HAP d'origine anthropique.	45
Tableau 1. Liste des annexes discutées dans le cadre du protocole sur les SOR.	10
Tableau 2. Concentrations moyennes (ng g-1 ± SD) des principaux organochlorés dans le gras de mammifères marins.	20
Tableau 3. Concentrations moyennes (ng/g ± SD) des principaux organochlorés dans des poissons d'eau douce et anadromes du Nord québécois.	21
Tableau A1.1. Niveaux de métaux lourds dans les mammifères marins.	37
Tableau A1.2 Niveaux de mercure (mg/kg de poids frais) dans divers tissus et espèces des secteurs de Grande-Baleine et Nottaway-Broadback-Rupert (NBR).	38
Tableau A2.1. Sources de HAP anthropiques et émissions annuelles (Lalonde et al., 1993)	44

PRÉFACE

Le présent rapport s'inscrit dans les démarches entreprises par Environnement Canada - Région du Québec, pour documenter l'importance des retombées atmosphériques des substances organiques rémanentes (SOR) sur le territoire du Nord québécois. Cette initiative rejoint les initiatives internationales pour le contrôle des SOR. En effet, plusieurs pays, dont le Canada, se préoccupent des risques pour la santé humaine et l'environnement associés aux SOR. Cette problématique s'inscrit, entre autres, dans le cadre plus large de la Convention de la Commission économique européenne des Nations-Unies (ONU-CEE) sur le Transport à Distance des Polluants atmosphériques (TADPA). Les signataires de la Convention ont déjà défini des protocoles pour le contrôle des émissions des précurseurs de pluies acides et des composés organiques volatiles (smog). C'est maintenant au tour des SOR et les métaux lourds de faire l'objet de négociations internationales (IEMOPOP, 1995).

L'objectif de ce rapport est de fournir une revue des connaissances relatives aux SOR sur le territoire du Nord québécois. Cette région, éloignée des sources majeures de SOR, se prête bien à l'étude du transport à grande distance. Par ailleurs, la diète traditionnelle des populations autochtones du territoire les expose aux SOR via les ressources fauniques locales.

1. INTRODUCTION

En 1979, les pays membres de la Commission économique européenne des Nations-Unies (ONU-CEE) signaient la Convention sur le Transport à Distance des Polluants atmosphériques (TADPA). La Convention a ouvert la voie à l'élaboration des protocoles pour la réduction de la génération des dioxydes de soufre (SO_2), des oxydes d'azote (NO_x) et des composés organiques volatiles (COV), des précurseurs de pluies acides et de smog. Par la suite, les années 1990 ont vu grandir les préoccupations sur les substances organiques rémanentes (SOR) aéroportées (ex. BPC, DDT). Un groupe de la ONU-CEE a récemment conclu que les évidences scientifiques étaient suffisantes pour déclarer les SOR un problème international. Leur réduction et leur élimination devaient faire l'objet d'un protocole d'entente dans le cadre de la Convention TADPA. Aux discussions en cours sur les SOR s'ajoutent les métaux lourds qui feront l'objet d'un protocole séparé.

La réduction et l'élimination des SOR s'intègrent intimement au développement durable dont les enjeux sont de nature économique, sociale et politique. Aussi, les efforts de concertation sont multiples:

- au plan international (Commission économique européenne, Conférence des Nations-Unies sur l'environnement et le développement, Programme international sur la sécurité des produits chimiques, Programme environnemental des Nations-Unies);

- continental (ALÉNA - Commission nord-américaine de coopération environnementale); et
- national et provincial (Comité de coordination sur les enjeux atmosphériques nationaux, Groupe de travail sur les SOR et les métaux lourds, la Politique de gestion des substances toxiques qui découle de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement).

Les pays industrialisés ont utilisé intensivement plusieurs SOR avant de les bannir ou de les réglementer sévèrement. Aujourd'hui, les pays en voie de développement, et les pays avec des économies en transition, utilisent toujours des pesticides persistants et peu coûteux (ex. DDT) pour le contrôle des maladies et le maintien des cultures. Il est difficile de blâmer ces nations qui empruntent les voies de développement qui ont apporté la prospérité dans certaines régions du globe. Les pays industrialisés ont donc une responsabilité dans l'apport de solutions écologiques et économiques pour en aider d'autres dans le contrôle des SOR, que ce soit pour instaurer des technologies ou développer des produits alternatifs. Les forces du marché doivent aussi être mises à contribution dans les efforts pour éliminer ou diminuer l'utilisation et la production de SOR, que ce soit pour mousser l'usage de produits moins toxiques, ou pour inciter les compagnies à modifier leur procédé de fabrication. Chaque consommateur doit connaître l'impact de ses choix sur l'environnement.

Néanmoins, comme il est souvent difficile de démontrer avec certitude les relations de causes à effets entre les niveaux de polluants observés dans l'environnement et les impacts de ceux-ci sur les populations animales et humaines, l'ONU-CEE reconnaît le *principe de prudence* (« precautionary principle ») comme une des pierres angulaires du développement d'ententes internationales. La gestion du risque selon le principe de prudence reconnaît le besoin de prendre des actions concrètes pour contrôler les émissions de substances dangereuses, même si les évidences scientifiques sont insuffisantes (Macdonald et Bewers, en prép.).

En ce qui concerne les SOR, des nombreuses études ont démontré leur distribution planétaire, jusque dans que les régions polaires (figure 1). Le fait que ces régions ne possèdent pas, ou peu, de sources locales de contamination supporte la thèse du transport à grande distance. Nous verrons aussi plus loin que les particularités climatiques et écologiques des milieux arctiques font en sorte que ceux-ci jouent le rôle de récepteur privilégié. La reconnaissance de la contamination des écosystèmes arctiques a amené les pays circumpolaires à élaborer la Stratégie pour la Protection de l'Environnement arctique (huit pays signataires, dont le Canada). Les substances prioritaires identifiées par le programme de suivi qui découle de cette stratégie sont: les substances organiques rémanentes (SOR); les radionucléides d'origine anthropique; les métaux lourds (cadmium, plomb et mercure); et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Le gouvernement canadien a pour sa part mis en place la Stratégie canadienne pour l'Environnement arctique. Cette dernière vise la protection et le développement durable du milieu arctique du pays et les fonds investis à ce jour ont permis l'accomplissement de nombreuses études scientifiques. Les organismes et gouvernements autochtones s'impliquent également activement dans le dossier des SOR via la Conférence circumpolaire inuit (CCI) et les stratégies mentionnées ci-haut. Leurs préoccupations découlent des conséquences, encore mal connues, de l'exposition aux SOR des populations autochtones et de la faune nordique.

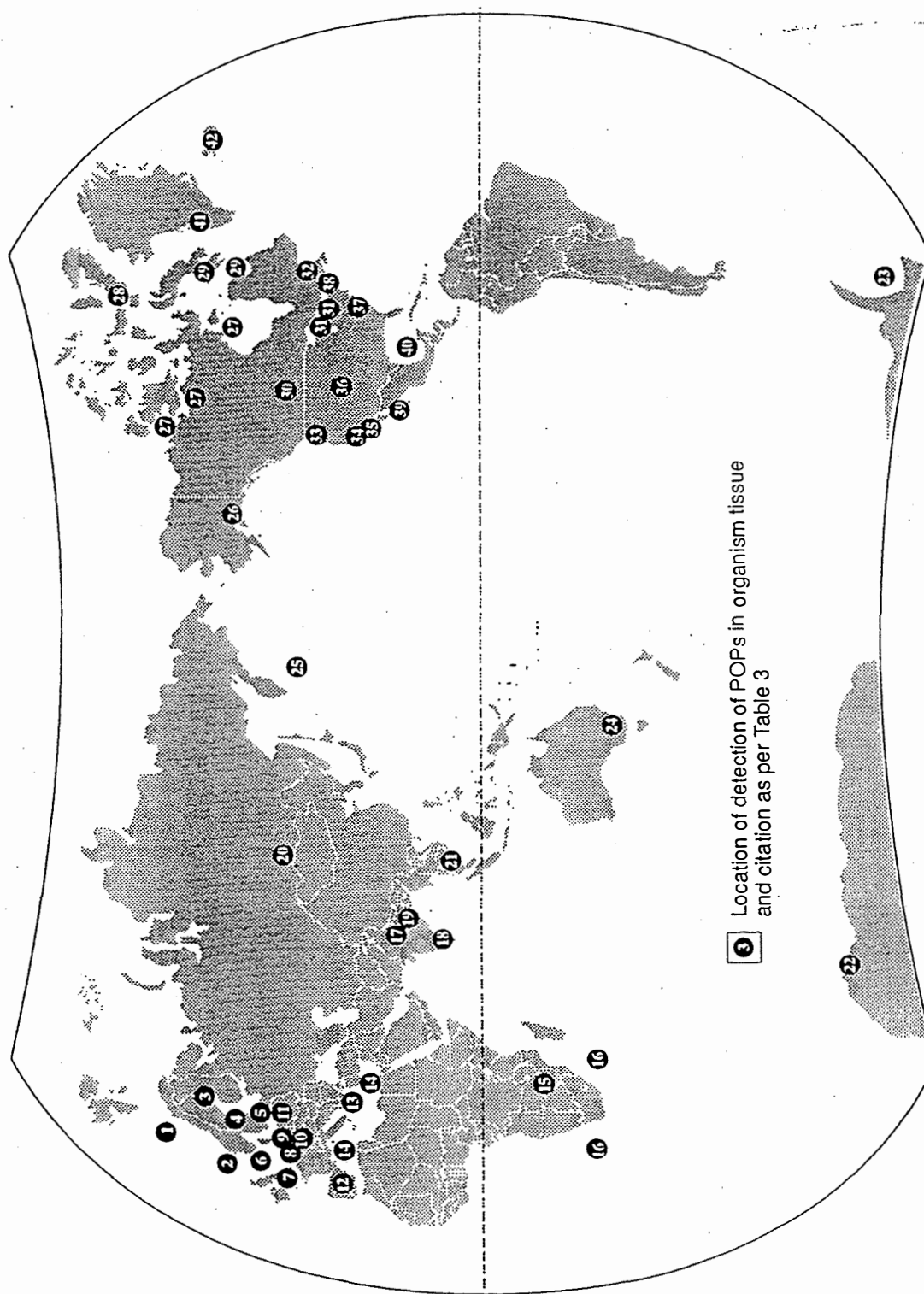


Figure 1. Les sites, à travers le monde, où les SOR ont été détectées dans le biote.



Source: Le Québec 1: 8,000,000
Ministère de l'Énergie et des Ressources
Photocartothèque québécoise

0 100
kilomètres

Figure 2. La province du Québec avec le territoire visé par le présent rapport (nord du 50e parallèle)

Le mode de vie traditionnel des autochtones du Nord canadien et québécois repose sur l'exploitation de subsistance des espèces fauniques du territoire. La faible solubilité dans l'eau et la forte solubilité dans les graisses des SOR en font des substances bioaccumulables dans les organismes vivants et leur résistance à la dégradation permet le transfert le long de la chaîne alimentaire. En bout de course, les concentrations des SOR se retrouvent amplifiées dans le dernier maillon de la chaîne alimentaire constitué, entre autres, par les populations humaines. Cependant, toutes les autorités en la matière s'entendent pour conclure qu'à la lumière des informations disponibles, les bénéfices pour la santé de la diète traditionnelle supplantent les risques incertains associés au niveau actuel d'exposition aux polluants.

Le présent document ne prétend pas apporter toutes les réponses aux multiples questions qui découlent d'un dossier aussi complexe que celui du transport atmosphérique des SOR. Il ne s'agit pas non plus d'une revue exhaustive de la littérature sur le sujet. Il fournit toutefois aux personnes intéressées les éléments essentiels à la compréhension des enjeux pour le Nord québécois, définis ici comme le territoire situé au nord du 50e parallèle (figure 2). Les annexes I et II, respectivement sur les métaux lourds (plomb, cadmium, mercure) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) font état des particularités de ces groupes de polluants dans le territoire visé. Le lecteur intéressé trouvera également plus de détails sur la nature des principales SOR à l'annexe III.

2. SUBSTANCES ORGANIQUES RÉMANENTES (SOR): DÉFINITION ET CARACTÉRISTIQUES

Parmi la pléiade de composés chimiques produits directement ou indirectement par les activités anthropiques, bon nombre sont peu ou pas toxiques, ou rapidement dégradés dans l'environnement, ou immobilisés (non disponibles pour la dispersion dans l'environnement). Ceux-là ne comportent pas de risque à grande échelle pour l'intégrité des écosystèmes et la santé humaine. En contrepartie, un plus petit nombre de composés sont inquiétants pour l'environnement car très toxiques, très persistants et volatiles. La combinaison de ces trois caractéristiques en fait des substances dangereuses de premier ordre. Les SOR répondent à ces critères. La grande stabilité chimique de plusieurs d'entre elles est d'ailleurs à l'origine de leurs usages industriels à grande échelle (ex BPC). Une fois relâchées dans l'environnement, elles résistent pendant de longues périodes de temps (quelques jours à plusieurs années) à la dégradation biologique ou chimique. Puisqu'il existe peu de sources naturelles de SOR, les concentrations observées reflètent une grande proportion de la production anthropique.

Les grandes catégories de SOR sont:

- les pesticides (DDT, toxaphène);
- les produits industriels (BPC); et

- les sous-produits de combustion (HAP) ou de procédés industriels (plusieurs composés chlorés).

Les pesticides ont connu une augmentation importante de leur utilisation dans les années 1950, alors qu'arrivaient sur le marché les pesticides organochlorés. On a utilisé ces pesticides, et on le fait encore parfois, pour un large éventail de situations, allant du traitement des graines et des sols, au traitement d'animaux (contre les parasites) et au contrôle des insectes vecteurs de la malaria. Les produits les plus toxiques et persistants, comme le DDT, ont été bannis ou réglementés dans les années '70. Les actions actuellement proposées par l'ONU-CEE dans le cadre des protocoles vont de l'élimination virtuelle (ex. BPC, DDT, mirex, toxaphène, dieldrin) à la réduction des émissions et des rejets (ex. dioxines, furanes, HAP, hexachlorobenzène) en passant par la restriction sur l'usage, la consommation et la production et la réduction de leurs concentrations dans d'autres produits (tableau 1).

Les SOR sont semi-volatiles, c'est-à-dire qu'elles se retrouvent à la fois sous forme de vapeur et de particules (atmosphériques, déposées ou dissoutes). C'est la pression de vapeur qui régie la volatilité partielle des SOR: plus celle-ci est faible, moins le composé sera volatil. Les conditions environnementales influencent la pression de vapeur qui et ainsi déterminent les changements de phase dans l'atmosphère, permettant aux molécules d'être adsorbées par la matière organique dans l'air, ou de rester diluées, ou d'être partagées entre ces deux états (Poissant et Koprivnjak, 1996). Puisque que la volatilité est fonction de la température ambiante, les SOR peuvent se volatiliser des régions chaudes pour se condenser et retomber dans les régions plus froides de la planète. Les substances à même de suivre ce patron de dispersion sont habituellement hautement halogénées, ont un poids moléculaire entre 200 et 500 et une pression de vapeur inférieure à 1000 Pa (Ritter *et al.*, 1995).

La plupart, les SOR sont lipophiles, c'est-à-dire qu'elles sont très solubles dans les graisses. Cette particularité fait qu'elles s'associent aisément à la matière organique présente dans l'air ou dissoute dans l'eau. Leur affinité pour les lipides leur permet également de traverser les membranes biologiques et de s'accumuler dans les tissus graisseux des organismes vivants. C'est ce qu'on appelle communément la « bioaccumulation ». La « bioconcentration » réfère à la capacité d'une substance de s'accumuler dans les organismes vivants en concentration plus grande que dans le milieu. Le transfert et l'augmentation de la charge de polluants, d'un organisme vivant à un autre, le long de la chaîne alimentaire constitue la « bioamplification ».

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les hydrocarbures halogénés représentent l'essentiel des SOR. Le sous-groupe des hydrocarbures halogénés inclut les organochlorés, tels les BPC, connus pour leur persistance dans l'environnement. Le nombre d'atomes de chlore sur ces substances influence l'accumulation et la dégradation dans les êtres vivants, les plus chlorés étant les plus difficiles à métaboliser. Quant aux HAP, ils ont une durée de vie plus restreinte (quelques jours au plus) et plusieurs sont métabolisés rapidement. Ils sont toutefois inclus dans les SOR puisqu'ils peuvent être hautement toxiques à faible concentration et que les métabolites issus de leur dégradation sont, dans certains cas, plus toxiques que les composés d'origine. Les HAP se comportant de façon distinctive dans l'environnement et les organismes vivants, ils sont traités séparément à l'annexe 1.

Tableau 1. Liste des annexes discutées dans le cadre du protocole sur les SOR. Les substances énumérées sont des exemples, sujets à changement.

ANNEXE A Élimination virtuelle	- aldrin - hexachlorobenzène - mirex - hexabromobiphényl - chlordane - dieldrin - endrin - toxaphène - BPC - DDT
ANNEXE B Restriction sur l'usage, la consommation et la production	- paraffines chlorées - lindane - pentachlorophénol - HAP (Créosote)
ANNEXE C Réduction de la concentration dans d'autres produits	Substances de l'annexe A et B
ANNEXE E Réduction des émissions et des rejets	Dioxines, Furannes, HAP, Hexachlorobenzène

3. MÉCANISME GÉNÉRAL DU TRANSPORT À GRANDE DISTANCE, DES SOR ET PARTICULARITÉS DU MILIEU ARCTIQUE

Transport atmosphérique et autres

Une fois émises dans l'atmosphère, les SOR peuvent voyager sur de grandes distances. La vitesse de la circulation atmosphérique globale est telle que le mélange des masses d'air à l'échelle continentale peut s'effectuer en un mois seulement (les vents du Jet Stream peuvent atteindre jusqu'à 500 km/heure) et les échanges inter-hémisphères se font entre 1 et 2 ans. Le transport atmosphérique de la pollution dans les régions polaires peut prendre l'allure d'un voile, communément appelé « brume arctique », qui peut couvrir le ciel pendant des mois (Barrie *et al.* 1992).

Le mouvement des masses d'air varie selon les saisons et affecte le transport des contaminants. Le transport atmosphérique des SOR vers l'Arctique canadien est plus important en hiver, à cause de la forte masse d'air en provenance de l'Eurasie et d'Europe de l'est. En été, un courant d'air plus faible en provenance du sud-ouest américain remplace le flux hivernal (figure 3). Les particularités des couloirs atmosphériques exposent davantage le Nord québécois que le haut Arctique à la masse d'air estivale nord-américaine (Muir, 1995). C'est du moins ce que laissent supposer les différences de concentrations de BPC et de DDT observées entre les caribous de l'est et de l'ouest de l'Arctique, à moins que ce ne soit les processus de déposition qui varient d'une région à une autre (Thomas *et al.*, 1992). D'autres mécanismes de transport atmosphérique à l'échelle planétaire peuvent également jouer un rôle mais ils sont moins bien connus (Barrie *et al.*, 1992).

Les rivières, la glace de mer et les courants océaniques peuvent également contribuer à l'augmentation de la charge de SOR dans les milieux aquatiques de l'Arctique. Selon Barrie *et al.* (1992) les rivières constituent le deuxième moyen de transport en importance de polluants dans l'Arctique et peuvent, au moment de la fonte printanière, contribuer significativement à l'apport de contaminants dans le milieu marin. Ceci est surtout vrai pour les secteurs à faibles précipitations comme le cercle polaire. En comparaison, le Nord québécois reçoit davantage de précipitations et les dépôts atmosphériques sont la principale source de polluants (Langlois, 1987) dans les milieux terrestres et aquatiques, via la déposition directe ou le ruissellement. Par exemple, Langlois (1987) a trouvé dans les eaux de surfaces du Nouveau-Québec, des concentrations moyennes d'isomères de lindane équivalentes, et parfois supérieures, à celles retrouvées dans les eaux du fleuve Saint-Laurent. Les concentrations étaient supérieures dans le bassin de la baie d'Hudson à celle retrouvées dans l'Ungava. Seul le transport atmosphérique peut être en cause dans ce cas puisque ces rivières ne sont pas sous l'influence directe des régions industrialisées (Poissant et Béron, 1993).

Quoique d'un faible apport à la contamination directe de la faune marine, sauf peut-être pour certains polluants moins volatiles (Macdonald et Bowers, en prép.), les océans peuvent servir de réservoir aux SOR. Ils constituent en effet le lien entre les différentes sources fluviales et peuvent disperser les contaminants à grande échelle. On estime que 20% de la production mondiale de BPC aurait maintenant atteint les océans (IEMOPOP, 1995). Les contaminants contenus dans l'eau de mer pourront éventuellement être revolatilisés dans l'atmosphère et ainsi masquer les effets des éventuels efforts de réduction des émissions. D'une façon similaire, les Grands lacs, un milieu récepteur et émetteur de BPC dans le passé, jouent maintenant surtout le rôle de source à cause de la volatilisation (ONU-CEE, 1994b).

Si les sources locales sont rares dans l'Arctique, elles peuvent être responsables d'une contamination importante à petite échelle. Les BPC des anciennes bases militaires constituent un exemple pour lesquels nous disposons d'information. Les quantités relâchées dans l'environnement via ces sources restent néanmoins insuffisantes pour justifier les concentrations retrouvées uniformément à travers l'Arctique. En effet, les patrons globaux de distribution des BPC, du DDT, du chlordane et d'autres SOR observés dans les poissons, les phoques annelés et les ours polaires sont similaires (Barrie *et al.*, 1992; Muir *et al.*, 1988), ce qui supporte la thèse du transport atmosphérique.

TRANSPORT DE MATIÈRES POLLUANTES DANS L'ARCTIQUE

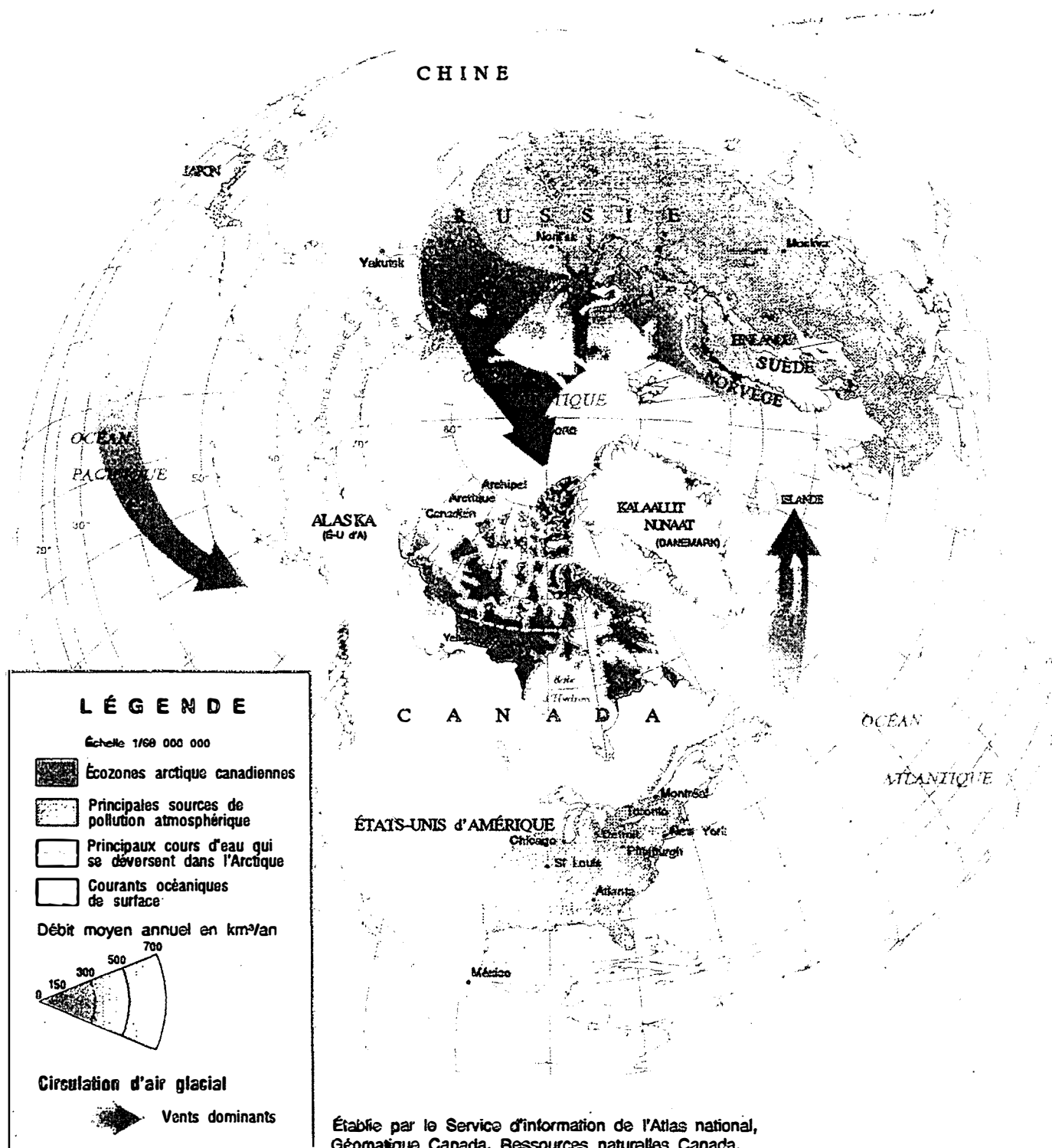


Figure 3. Couloirs principaux de transport atmosphérique.

Déposition/Revolatilisation atmosphérique

L'atmosphère constitue un réservoir dans lequel les polluants se déplacent et où ils sont susceptibles de subir des modifications chimiques et physiques avant d'être déposés. La déposition peut se faire sous forme sèche (poussières) ou humide (pluies, neiges). Les chutes de neiges constituent la majeure partie des précipitations dans l'arctique et par conséquent, le principal vecteur de déposition humide.

Les précipitations entraînent les polluants sous forme de particules par lessivage interne (piégeage lors de la formation de gouttelettes) ou externe (captage lors de la chute). La dissolution, elle-même régie par la pression de vapeur (plus elle est élevée, plus la dissolution est faible) régie quant à elle l'incorporation dans les précipitations des polluants sous forme gazeuse. La température affecte grandement la pression de vapeur, et par conséquent, le mouvement des SOR dans l'environnement. Par exemple, les polluants dans la mer du Bengale voyagent surtout de l'océan vers l'atmosphère mais le processus est inversé dans l'océan arctique (Ritter *et al.*, 1995). On appelle communément ce phénomène « condensation froide ».

Une fois déposée, la SOR peut se volatiliser de nouveau et se redéposer plus loin. Le transport s'effectue donc par bonds via l'alternance de volatilisation/déposition (l'effet « sauterelle ») (figure 4). Le nombre de bonds dépendra des conditions environnementales (ex. température, lumière), de la volatilité spécifique de la substance et de l'ensemble de ses caractéristiques chimiques. Les efforts pour quantifier les dépositions des SOR sont d'ailleurs confrontés avec la difficulté à discerner les nouveaux arrivages des anciens qui sont remis en circulation. Néanmoins, les études des niveaux de polluants dans la neige de l'Arctique canadien (Gregor, 1993; Gregor, 1991; Hargrave, 1988) nous indiquent que les concentrations des composés organiques très volatiles diminuent dans les deux premières années après la déposition, essentiellement à cause de la volatilisation. Parmi les SOR les plus volatiles, on retrouve les hexachlorocyclohexanes (HCH) et l'hexachlorobenzène (HCB). Ceux-ci arrivent d'ailleurs en tête des polluants retrouvés dans les échantillons d'air arctique. Suivent, par ordre de concentration décroissante, le DDT et autres pesticides organiques (ex. toxaphène) et les BPC. Ces derniers, moins volatiles, avaient des niveaux beaucoup plus stables même s'ils peuvent également se volatiliser du sol avec l'augmentation des températures. Il est possible que, dans ce cas, la distance parcourue soit moindre que pour d'autres composés (Poissant et Koprivnjak, 1996).

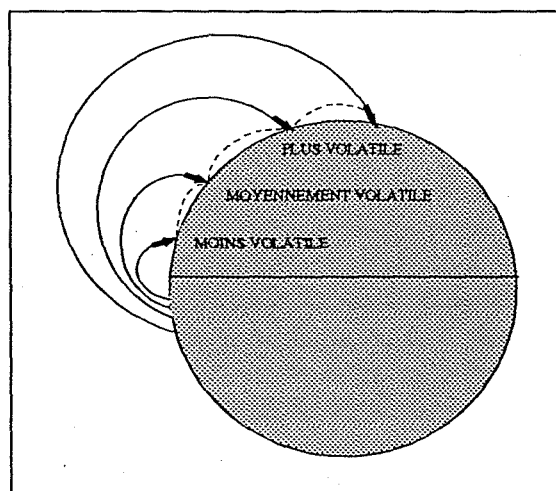


Figure 4. Schéma de l'effet sauterelle

Dégradation des Polluants

Les processus naturels de transformation et de dégradation des composés chimiques sont la biodégradation, l'oxydation et l'hydrolyse abiotique, et la photolyse. L'efficacité de ces mécanismes dépend de nombreux facteurs environnementaux et de la composition chimique des substances. En plus de la résistance des SOR à ces processus naturels de transformation, les mécanismes de dégradation qui sont partiellement efficaces risquent de voir leur action limitée dans les régions nordiques. En effet, le climat plus froid limite l'activité biologique et la faible luminosité en hiver diminue la photolyse dans l'atmosphère (Poissant et Koprivnjak, 1996; Ritter *et al.*, 1995).

Nous ne détaillerons pas ici les processus de dégradation. Contentons-nous de mentionner que l'oxydation dans l'atmosphère dépend essentiellement de la structure moléculaire de la substance et de sa capacité réductrice. L'hydrolyse, comme son nom l'indique, est favorisée par les précipitations et donc par l'augmentation du taux d'humidité dans l'air en été. Quant à la photolyse, c'est une réaction chimique importante pour les espèces chimiques sensibles au rayonnement ultraviolet ($\lambda = 290-320$ nm) et son rythme augmente avec la plus grande luminosité en été (Barrie *et al.*, 1992).

4. CONTAMINATION DES ÉCOSYSTÈMES DU NORD QUÉBÉCOIS

Les effets potentiels des polluants sur les organismes vivants vont des changements biochimiques plus ou moins subtils (induction enzymatique, stress, perturbation hormonale, dommage génétique, maladies, mort) aux modifications des populations (taux de reproduction) et des écosystèmes (diminution de la diversité, changement de la structure des populations). A chaque

niveau d'organisation, de l'individu, à la population, à l'écosystème, les effets sont de plus en plus difficiles à identifier. On peut s'attendre à ce que les effets persistants des SOR affectent éventuellement la dynamique des populations et touchent le fonctionnement des écosystèmes.

Comme pour la plupart des contaminants environnementaux, il est difficile d'identifier les effets, sur un écosystème ou une espèce, d'une SOR en particulier. Plusieurs domaines d'étude doivent être mis à contribution pour identifier une relation de cause à effet pour une substance ou un ensemble de SOR, surtout que les SOR se retrouvent habituellement en mixture dans l'environnement (ONU-CEE, 1994b). Cependant, la combinaison d'études de laboratoire et d'observations dans le milieu naturel a permis d'établir certains faits sur les propriétés toxiques des SOR. Par exemple, pour un grand nombre d'espèces de différents niveaux trophiques, l'exposition aux organochlorés et aux HAP peut entraîner:

- des modifications aux systèmes immunitaires et endocriniens;
- des cancers;
- des tumeurs;
- le retardement du développement physique et neurologique; et
- même la mort.

Les effets d'une exposition chronique à long terme sont plus difficiles à établir mais pourraient se traduire, pour les BPC chez les mammifères, par des modifications du système immunitaire, des problèmes de peau, un retardement du développement neurologique et physique, des déficiences hépatiques et des désordres intestinaux et respiratoires. Toutefois, les limites des connaissances actuelles ne nous permettent pas de réaliser un réel bilan de la santé des écosystèmes.

Parmi les études relativement récentes qui couvrent les milieux terrestres et aquatiques du Nord québécois, on retrouve celles effectuées par Hydro-Québec dans le cadre des évaluations d'impacts environnementaux des projets hydroélectriques potentiels de Grande-Baleine et Nottaway-Broadback-Rupert (NBR). Ces études englobent les métaux lourds, les pesticides et autres composés organiques dans des poissons, des oiseaux et des mammifères marins et terrestres, entre 1989 et 1991 (Langlois et Langis, 1995). D'excellentes synthèses ont également été réalisées pour l'ensemble du milieu arctique (Barrie *et al.*, 1992; IEMOPOP, 1995; Kinloch *et al.*, 1992; Muir, 1995; Muir *et al.*, 1992; ONU-CEE, 1994, 1994b; Thomas *et al.*, 1992).

Les sections suivantes résument les principales connaissances sur la contamination des écosystèmes. Nous traiterons séparément les oiseaux migrateurs à cause de la problématique particulière qui les touche. Même si ce survol se veut spécifique au Nord québécois, il est souvent nécessaire de se référer à des études conduites ailleurs dans l'Arctique pour les comparer entre elles et à cause du manque de données québécoise.

Milieu marin

L'environnement marin arctique est particulièrement vulnérable aux polluants liposolubles puisque ce milieu est peu diversifié et les chaînes trophiques qui mènent aux prédateurs

supérieurs sont longues. Les prédateurs ont une grande longévité, des taux de reproduction généralement bas, et des tissus riches en lipides. C'est d'ailleurs dans certaines espèces de mammifères marins et dans l'ours polaire que l'on a retrouvé les plus fortes concentrations de SOR (IEMOPOP, 1995).

Des études faites dans l'ouest de l'arctique (Norstrom et Muir, 1994) ont démontré que les polluants organiques prévalants dans l'air et dans l'eau de mer (HCH totaux et HCB) sont faiblement représentés dans les tissus des espèces marines de tous les niveaux trophiques. C'est que la matière organique, qui se trouve principalement dans la couche d'eau de surface des océans, adsorbe les organochlorés et autres SOR lipophiles. Les bactéries et les microalgues utilisent ensuite ce carbone organique avant d'être broutées par le zooplancton et les amphipodes pélagiques. Ces derniers transferts à leur tour leur charge de SOR aux niveaux trophiques supérieurs (Macdonald et Bewers, en prép.). La solubilité dans les lipides des polluants constitue donc la base du processus de bioaccumulation et de bioamplification dans la chaîne alimentaire marine (figure 5). Les BPC ont tendance à s'accumuler dans la glande digestive des crustacés et dans le foie et les muscles des poissons. Chez les mammifères marins, on les retrouve surtout dans la couche de gras qui isole les animaux des eaux froides (MPO, 1996).

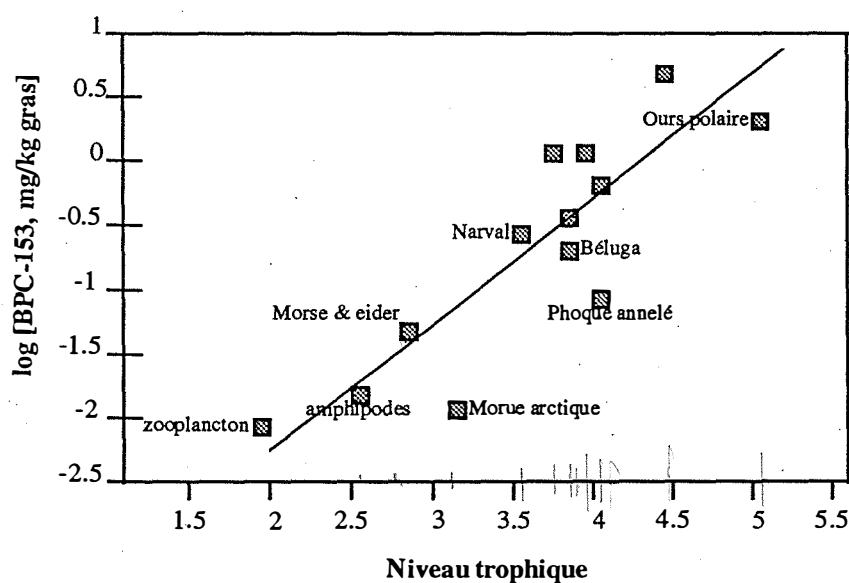


Figure 5. Bioamplification des BPC le long de la chaîne alimentaire marine.

Mammifères marins et Ours polaire

On doit tenir compte de l'âge et du sexe des mammifères marins pour interpréter les variations spatiales et temporelles des concentrations de SOR. En effet, les concentrations de la plupart des organochlorés, sauf le mirex et le HCH, sont plus faibles dans les femelles que dans les mâles à cause de l'élimination partielle des composés via l'allaitement (Addison et Smith, 1974). Par ailleurs, l'âge agit comme facteur de bioaccumulation. Pour une même espèce, les données doivent être standardisées afin de permettre des comparaisons. Par exemple, les données

standardisés pour les ours polaires montrent une distribution relativement uniforme des concentrations d'organochlorés sur un vaste territoire, avec une légère augmentation des niveaux de BPC vers l'est (Letcher *et al.*, 1995; cités dans Muir, 1995). Une telle uniformité reflète le transport atmosphérique à grande distance des SOR.

L'étude comparative des données des principaux organochlorés (BPC, chlordane, DDT, HCB) dans les espèces marines de la baie d'Hudson et la baie d'Ungava démontre clairement que le béluga est l'espèce la plus contaminée, suivi du phoque annelé et du phoque barbu (Careau *et al.*, 1992). Peu de différences ont été observées dans les concentrations des principales SOR dans les stocks de bélugas échantillonnés entre 1983 et 1989 (détroit de Cumberland, baie d'Hudson/îles Belcher, baie de Mackenzie, Grise Fjord, et le Groenland). Les concentrations de BPC et DDT totaux dans les bélugas mâles de la baie d'Hudson étaient légèrement supérieures à celles retrouvées dans les bélugas de la mer de Beaufort (tableau 2).

Muir (1995) a comparé les niveaux de polluants dans les tissus de bélugas de la baie d'Hudson (îles Belcher) et avec ceux du Saint-Laurent. En 1994, la concentration de BPC totaux était environ douze fois supérieure dans les bélugas du Saint-Laurent (79.2 µg/L contre 6.8 µg/L pour la baie d'Hudson) alors qu'au milieu des années '80 cette différence était de vingt-cinq fois supérieure. Ceci s'expliquerait par la diminution des concentrations de BPC dans les tissus de bélugas du Saint-Laurent et par une légère augmentation des concentrations chez les bélugas de la baie d'Hudson. L'étude de bioindicateurs physiologiques des bélugas du Saint-Laurent et de la baie d'Hudson a permis d'associer des carences du système immunitaire au niveau de BPC observés chez les bélugas du Saint-Laurent (Martineau *et al.*, 1994). Les niveaux de BPC dans le gras du béluga de l'est de la baie d'Hudson sont inférieurs mais excèdent généralement la norme canadienne de commercialisation (2.0 mg/kg) (Langlois et Langis, 1995).

Dans le gras des phoques annelés, les concentrations de BPC, chlordane et DDT totaux étaient nettement plus élevés dans l'ouest et l'est de la baie d'Hudson que plus haut dans l'arctique (tableau 2). Le toxaphène a également été détecté mais à un moindre degré. La seule véritable étude à long terme (vingt ans) sur les phoques des Territoires du Nord-Ouest a démontré des niveaux relativement stables de DDT (Addison et Smith, 1974; Addison *et al.*, 1986). Ces résultats nous portent à croire que l'apport des pays de l'est, via le transport atmosphérique à grande distance reste important. Quant aux BPC, ils ont diminué de 20% dans cette espèce au cours de la même période d'étude (Addison *et al.*, 1986).

Les concentrations d'organochlorés dans le gras de morse ont montré des variations importantes selon les échantillons. Certains morses capturés à Inukjuak (Québec) avaient des concentrations d'organochlorés suffisamment importantes pour justifier des préoccupations pour la santé des consommateurs (Santé et Bien-Être, correspondance ministérielle), tandis que d'autres morses avaient des taux très faibles. Ces différences seraient attribuables à la proportion de phoque annelé dans la diète des morses. Wagemann et Steward (1994) ont documenté le phénomène de prédation du phoque par le morse et rapportent que 85% des morses capturés par la communauté inuit d'Inukjuak s'alimentaient de phoque annelé comparativement à la moyenne habituelle de 0 à 11%. Le morse prédateur prélève essentiellement le gras et la peau de phoque, ce qui expliquerait les concentrations d'organochlorés élevées et les faibles niveaux de métaux lourds dans les même animaux (Muir, 1995).

Bien que les niveaux de contamination des espèces arctiques soient souvent bas en comparaison des espèces de régions tempérées, celles-ci peuvent être plus vulnérables à cause de la mobilisation des lipides durant les périodes de jeûne ou de disette. Par exemple, les ours polaires de la baie d'Hudson perdent jusqu'à 80% de leurs tissus adipeux au cours des quatre à cinq mois qu'ils passent sur la terre ferme en attendant le gel de la banquise. De leur côté, les femelles se départissent d'une partie de leur charge en SOR au cours de l'allaitement mais la mobilisation des contaminants peut avoir des effets néfastes sur leur organisme avant qu'ils ne soient éliminés. Les rejetons seraient encore plus vulnérables à cause des concentrations de SOR dans le lait maternel et de l'exposition intra-utérine. Des études récentes ont permis de détecter plus de 80 contaminants dans la faune aquatique de la baie d'Hudson et de l'Ungava (Langlois et Langis, 1995).

Milieu aquatique d'eau douce

On a détecté des SOR dans les systèmes aquatiques à la grandeur des régions arctiques et sub-arctiques canadiennes. La couverture géographique des données est très bonne pour le Yukon, moins détaillée dans les Territoires du Nord-Ouest, et encore plus déficiente pour le Nord du Québec (à l'exception du complexe La Grande de la Baie-James). De plus, l'évolution des techniques d'analyse et le peu d'échantillons antérieurs disponibles rendent parfois les comparaisons difficiles et augmentent les besoins futurs de recherches (Muir, 1995).

Dans les expériences de laboratoire sur les niveaux trophiques inférieurs, comme chez le phytoplancton et les invertébrés, des modifications du métabolisme, de la taille et de la structure des communautés ont été observées à la suite d'exposition aux BPC et DDT (ONU-CEE, 1994b). Les niveaux retrouvés dans les milieux naturels sont cependant beaucoup plus bas que ceux habituellement étudiés en laboratoire et aucun effet n'a été rapporté. Pour les poissons, au-dessus de 85% de la charge en polluants provient de la nourriture (Muir, 1995) mais certains composés organiques peuvent être adsorbés directement sur les branchies. Ce phénomène a été observé, entre autres, pour le DDT dans l'omble chevalier (ONU-CEE, 1994b). Cette dernière espèce, dont certains stocks sont anadromes, est la plus étudiée au Nunavik (territoire inuit du Nord québécois) et d'après les données préliminaires sur des bioindicateurs, les concentrations observées n'auraient pas atteint un niveau suffisant pour créer des dommages physiologiques (Lockhart *et al.*, 1992).

La contamination des poissons au toxaphène est un cas clair de transport atmosphérique. Ce pesticide n'a jamais été utilisé au Canada, ni dans l'Arctique, à l'exception d'un usage unique dans les années '50 dans le lac Hansen (Yukon). On a pourtant détecté des concentrations importantes dans les espèces piscivores (truite, lotte) des Territoires du Nord-Ouest et du Yukon et les concentrations augmentent avec la taille du poisson (Muir, 1995). Les données pour le composé sont cependant très limitées pour les poissons d'eau douce du Nord québécois, principalement parce que le toxaphène ne faisait pas partie des substances analysées par le programme de suivi d'Hydro-Québec.

Tableau 2. Concentrations moyennes (ng g-1 $\pm$ SD) des principaux organochlorés dans le gras de mammifères marins. Les données en gras représentent le maximum, par espèce, pour chacun des polluants. *Les données provenant du Nord québécois sont en italiques.*

ESPÈCE/SITE	ANNÉE	N	SEXE	% LIPIDE	Σ HCH	Σ CHLOR	Σ DDT	Σ BPC	TOXAPH.
Phoque annelé									
<i>Inukjuak (EBH)¹</i>	<i>1993/94</i>	<i>6</i>	<i>F</i>	<i>94.1 $\pm$ 4.6</i>	<i>314.1 $\pm$ 227.4</i>	<i>1128.0 $\pm$ 1425.0</i>	<i>1139.0 $\pm$ 1215.0</i>	<i>1457.0 $\pm$ 1648.0</i>	<i>294.9 $\pm$ 342.5</i>
		<i>4</i>	<i>M</i>	<i>94.7 $\pm$ 2.0</i>	<i>274.9 $\pm$ 123.0</i>	<i>708.1 $\pm$ 452.5</i>	<i>1143.0 $\pm$ 680.9</i>	<i>1234.0 $\pm$ 636.4</i>	<i>220.5 $\pm$ 111.6</i>
Arctic Bay (Baffin) ²	1993	10	F	93.0 $\pm$ 1.4	201 $\pm$ 67.9	299 $\pm$ 92.3	189 $\pm$ 58.7	296 $\pm$ 66.8	177 $\pm$ 80.6
		10	M	91.2 $\pm$ 3.4	250 $\pm$ 98.6	1272 $\pm$ 978	1542 $\pm$ 1905	1435 $\pm$ 1206	547 $\pm$ 441
Sanikiluaq (EBH) ^{3,4}	1989	3	M	87.2	435 $\pm$ 175	393 $\pm$ 96.7	1652 $\pm$ 700	1284 $\pm$ 323	--
	1991	6	F	--	69.4 $\pm$ 17.3	225 $\pm$ 55.7	168 $\pm$ 24.8	562 $\pm$ 417	--
Arviat (OBH) ²	1992	24	F	91.1 $\pm$ 4.7	335 $\pm$ 204	806 $\pm$ 330	840 $\pm$ 398	1115 $\pm$ 425	297 $\pm$ 304
		30	M	92.4 $\pm$ 3.4	336 $\pm$ 127	1596 $\pm$ 1119	1662 $\pm$ 1103	2066 $\pm$ 1390	661 $\pm$ 1995
Détroit Cumberland (Baffin) ²	1994	10	F	95.4 $\pm$ 2.4	179 $\pm$ 21.8	322 $\pm$ 129	359 $\pm$ 166	467 $\pm$ 195	175 $\pm$ 65.8
		10	M	95.3 $\pm$ 2.7	210 $\pm$ 36.9	470 $\pm$ 324	703 $\pm$ 890	675 $\pm$ 597	180 $\pm$ 83.9
Détroit de Barrow (Lancaster) ²	1993	10	F	92.7 $\pm$ 0.9	310 $\pm$ 141	466 $\pm$ 119	334 $\pm$ 108	535 $\pm$ 154	146 $\pm$ 47.3
		10	M	92.9 $\pm$ 1.1	384 $\pm$ 102	478 $\pm$ 156	365 $\pm$ 168	655 $\pm$ 184	163 $\pm$ 97.1
Morue									
<i>Inukjuak (EBH)¹</i>	<i>1993/94</i>	<i>3</i>	<i>F</i>	<i>87.2 $\pm$ 2.3</i>	<i>194.2 $\pm$ 94.3</i>	<i>3068.0 $\pm$ 1204.0</i>	<i>2297.0 $\pm$ 896.0</i>	<i>5604.0 $\pm$ 1941.0</i>	<i>1183.0 $\pm$ 785.7</i>
		<i>2</i>	<i>M</i>	<i>87.1 $\pm$ 4.0</i>	<i>151.4 $\pm$ 113.5</i>	<i>5657.0 $\pm$ 7226.0</i>	<i>3640.0 $\pm$ 4845.0</i>	<i>10403.0 $\pm$ 13916.0</i>	<i>3922.0 $\pm$ 4073.0</i>
Akulivik (EBH) ¹	1989	8	M	83.2 $\pm$ 5.5	116 $\pm$ 76.8	1169 $\pm$ 2105	561 $\pm$ 1087	121 $\pm$ 2056	420.5 $\pm$ 286
		2	F	87.4	126	238	45.5	195	606
Beluga									
<i>Sanikiluaq (EBH)²</i>	<i>1994</i>	<i>10</i>	<i>F</i>	<i>93.4 $\pm$ 2.2</i>	<i>335 $\pm$ 86.9</i>	<i>1450 $\pm$ 943</i>	<i>1697 $\pm$ 1391</i>	<i>2185 $\pm$ 1559</i>	<i>7185 $\pm$ 3614</i>
		7	M	94.6 $\pm$ 0.8	442 $\pm$ 133	4167 $\pm$ 1585	11200 $\pm$ 8231	6768 $\pm$ 2346	14150 $\pm$ 7041
? (EBH) ⁵	1986	8	M	--	210 $\pm$ 60.0	1860 $\pm$ 350	2270 $\pm$ 680	2770 $\pm$ 510	--
		8	F	--	150 $\pm$ 40.0	870 $\pm$ 580	980 $\pm$ 730	1230 $\pm$ 840	--
delta Mackenzie (M. Beaufort) ²	1993/94	9	F	89.3 $\pm$ 2.9	337				

Dans le territoire de la Baie-James, la truite de lac était le poisson d'eau douce pour lequel les concentrations de BPC et de DDT étaient les plus élevées dans le secteur de la rivière Grande-Baleine (tableau 3). Les brochets de la même région avaient de faibles concentrations dans le muscle (Muir et Lockhart, 1993) bien qu'ils soient également des prédateurs. Cependant, les espèces riches en lipides ont de fortes chances d'accumuler des concentrations supérieures à d'autres espèces de même niveau trophique à cause du caractère lipophile des SOR.

Les phoques d'eau douce de la Baie-James sont d'excellent bioindicateurs de la contamination par les organochlorés puisqu'ils constituent le maillon le plus élevé de la chaîne alimentaire aquatique du secteur, qu'ils vivent longtemps et ont des tissus riches en lipides. Langlois et Langis (1995) ont d'ailleurs trouvé dans leur gras des niveaux de BPC qui excèdent la norme canadienne de commercialisation (2.0 mg/kg poids humide).

Tableau 3. Concentrations moyennes (ng/g $\pm$ SD) des principaux organochlorés dans des poissons d'eau douce et anadromes du Nord québécois. Les données en gras représentent le maximum pour chacun des polluants.

ESPÈCE/SITE	ANNÉE	TISSU (N)	% LIPIDE	Σ HCH	Σ CHLOR	Σ DDT	Σ BPC	TOXAPH
Ombles chevalier								
Sanikiluaq (SEBH) ^a	1992	Muscle (8)	4.9 $\pm$ 3.2	2.06 $\pm$ 0.88	7.79 $\pm$ 4.39	7.62 $\pm$ 4.39	23.6 $\pm$ 17.0	33.7 $\pm$ 29.3
Sanikiluaq (SEBH) ^b	1989	Muscle (6)	1.8	<0.1	1.00 $\pm$ 0.10	0.60 $\pm$ 0.20	1.1 $\pm$ 0.0	—
Kangisualujuaq (UB) ^c	1990	muscle (4)	10.2 $\pm$ 6.1	6.10 $\pm$ 5.27	22.7 $\pm$ 6.82	11.8 $\pm$ 4.0	53.8 $\pm$ 31.6	155 $\pm$ 59.1
Kangisujuaq (DH) ^c	1990	muscle (9)	8.6 $\pm$ 2.0	2.03 $\pm$ 0.95	9.85 $\pm$ 4.93	5.01 $\pm$ 3.0	24.0 $\pm$ 9.63	76.5 $\pm$ 34.6
Truite de lac								
Lac Bienville (GB) ^d	1989	muscle (6)	1.5	<5.0	<5.0	6.68	47.1	—
Lac Bienville (GB) ^d	1989	foie (2)	6.0	4.00	<5.0	174	898	—
Lac Raraire (GB) ^d	1989	muscle (2)	0.7	<5.0	<5.0	<5.0	<15.0	—
Lac Morpain (GB) ^d	1989	muscle (2)	2.0	<5.0	<5.0	6.69	34.7	—
Lac Loups Marins (GB) ^d	1989	muscle (3)	1.0	<5.0	<5.0	5.60	28.9	—
Lac Amichinatwayach (GB) ^d	1989	muscle (2)	1.1	<5.0	<5.0	<5.0	<15.0	—
Corégone (Coregonus sp.)								
Lacs Grande-Baleine ^d	1989	muscle (3)	1.0	<5.0	<5.0	<5.0	<15.0	—
Brochet								
Lac Bienville (GB) ^d	1989	muscle (1)	0.5	<5.0	<5.0	<5.0	<15.0	—
Lac Morpain (GB) ^d	1989	muscle (1)	0.7	<5.0	<5.0	<5.0	<15.0	—

^aMuir et Lockhart, 1995

^cMuir et Lockhart, 1993

^bCameron et Weis, 1993

^dHydro-Québec, 1993

¹Anadrome et d'eau douce

²Concentration moyenne d'un seul échantillon en provenance des lacs Bienville, des Loups-Marins et Wapask

SEBH: Sud-est de la baie d'Hudson UB: baie d'Ungava DH: détroit d'Hudson

GB: secteur de Grande Baleine

Milieu terrestre

Malgré la manque de données sur la contamination des écosystèmes terrestres de l'Arctique, nous savons que les SOR sont présentes. Il semble que la voie de contamination la plus importante est le simple transfert atmosphère/lichen/animal. Les lichens ont une très longue durée de vie et

absorbent les polluants de façon non sélective, dans des proportions similaires à celles retrouvées dans l'air (Thomas *et al.*, 1992). Thomas et Hamilton (1988) ont noté que les congénères de BPC dans la faune terrestre étaient, en comparaison des mammifères marins, de poids moléculaire plus élevés et ressemblaient davantage à la composition des BPC dans les particules atmosphériques, ce qui supporte la thèse du transport atmosphérique et du transfert direct à la chaîne alimentaire. C'est de lichens que se nourrit principalement le caribou, avant de devenir à son tour une source importante de nourriture pour les prédateurs terrestres, dont l'homme. Malgré l'importance de l'espèce dans la diète des autochtones, les concentrations des organochlorés mesurés (PCDD, PCDF et BPC) sont assez faibles pour ne pas constituer de risque pour l'animal ou les consommateurs. Les niveaux observés sont comparables, ou plus bas, à ceux rapportés pour les animaux domestiques au Canada (Ryan et Norstrom, 1991).

Les variations de concentrations de BPC et DDT sont beaucoup plus variables selon les régions dans la faune terrestre que dans les milieux aquatiques, mais les raisons de ces différences sont inconnues (Thomas *et al.*, 1992). Un autre polluant organique qui domine souvent les échantillons d'oiseaux et de mammifères terrestres est l'hexachlorobenzène (HCB), suivi par les congénères de l'hexachlorocyclohexane (HCH) (Hargrave *et al.*, 1988).

Le Faucon pèlerin, dont le DDT a affecté plusieurs populations, figure parmi les oiseaux terrestres des plus étudiés. Le Gerfaut a aussi attiré l'attention car, comme le Faucon pèlerin, il se nourrit d'autres oiseaux (essentiellement des lagopèdes) mais, contrairement à ce dernier, c'est un résident permanent des régions nordiques (Thomas *et al.*, 1992). Aucun effet des SOR n'est rapporté pour le Gerfaut alors que les restrictions de certains composés, comme le DDT dans les années '70, ont permis l'augmentation de plusieurs populations de Faucon pèlerin jusqu'alors en déclin (Muir, 1995).

Oiseaux migrants

Une étude d'envergure sur les oiseaux migrants et gibiers chassés par les populations autochtones s'est déroulée avec la participation des populations locales inuit du Québec (en 1991-92), du Labrador (1992-93), des Territoires du nord-ouest (1993-94) et du Yukon (1994-95). On a sélectionné pour les analyses d'organochlorés et de métaux lourds, des oeufs, des poussins et des adultes d'espèces incluses dans la diète autochtone (Braune, 1993; 1994). Il n'était pas étonnant de trouver des concentrations d'organochlorés supérieures dans les espèces se nourrissant à des niveaux trophiques plus élevés (poissons et mollusques) (Langlois et Langis, 1995). Les variations spatiales se traduisent par des niveaux d'organochlorés supérieurs dans le muscle des oiseaux adultes provenant de l'est de l'arctique, comparativement aux oiseaux de l'ouest; et des concentrations plus élevées dans le bas-arctique que dans le haut-arctique (Braune, 1994).

Ce patron spatial de contamination reflète les habitudes migratoires des différents stocks d'oiseaux et les degrés de contamination des aires d'hivernage dans les latitudes inférieures. Par exemple, on a trouvé que les oiseaux de l'est de l'Arctique contenaient du mirex, un contaminant spécifique au bassin des Grands lacs, alors que l'on n'a pas retrouvé ce composé dans les oiseaux

de l'ouest (Muir, 1995). Les oiseaux migrants du nord sont donc aux prises avec une charge de composés toxiques originaire du « sud » qui s'additionne aux polluants qui y ont été apportés vers l'Arctique. Les niveaux restent généralement inférieurs à ceux retrouvés dans les oiseaux qui dont la répartition est plus méridionale, mais la contamination du milieu arctique ne peut qu'augmenter le risque de nuire à l'intégrité des populations. Il faut noter que près des trois quarts des populations nord américaines de sauvagine nichent dans l'Arctique (Barrie *et al.*, 1992). Les implications de cette contamination sont également importantes pour les prédateurs nordiques et les populations humaines qui se nourrissent de ces oiseaux.

Dans le secteur de la Baie-James, Langlois et Langis (1995) ont trouvé des niveaux de BPC inférieurs à la norme canadienne de commercialisation (2.0 mg/kg de poids frais) dans le muscle du Bec-scie commun et dans les oeufs et le muscle du Goéland à bec cerclé. Les normes de DDT totaux (5.0 mg/kg), d'hexachlorocyclohexanes totaux (0.1 mg/kg) et de chlordane (0.1 mg/kg) étaient aussi parfois dépassées. Au moins, une diminution des niveaux de BPC et de DDT a été observée dans les oiseaux étudiés depuis les années '70 et '80 (Muir, 1995). Le balbuzard, un prédateur au sommet de la chaîne alimentaire aquatique, a été étudié sur le territoire de la Baie-James, mais les études (Langlois et Langis, 1995) ne font pas état des impacts des niveaux de contamination sur les populations.

5. EXPOSITION AUX SOR DES POPULATIONS AUTOCHTONES DU NORD QUÉBÉCOIS

L'exposition

Kuhnlein *et al.* (1995) ont effectué une étude poussée des organochlorés dans la diète traditionnelle des Inuit de Baffin et des Sahtu Dene des Territoires du Nord-Ouest. Ils ont combiné, pour un même village, les données de consommation obtenues avec un questionnaire détaillé et les données de contamination des espèces fauniques. Les résultats indiquent que les Inuit de l'est de l'Arctique sont beaucoup plus exposés aux polluants organiques à cause de l'importance des mammifères marins dans leur diète. Les concentrations sont moindres dans les muscles des mammifères marins et atteignent leur maximum dans les tissus adipeux, la principale partie consommée par les Inuit.

Les données de captures de 1982 et 1988 permettent d'estimer qu'un Inuk adulte du Nord du Québec consomme quotidiennement environ 300 grammes de phoque annelé, phoque barbu, de béluga et de morse. Cependant, ces données reposent sur les études de récolte effectuées dans le cadre de la Convention de la Baie-James et du Nord québécois (CRRA, 1989) et constituent des limites maximales puisque la partie comestible est moindre que les quantités rapportées (Ayotte *et al.*, 1995). Une autre étude faite dans les Territoires du Nord-Ouest a permis d'évaluer à 731 grammes/jour/personne la récolte de toutes les espèces sauvages (Wong, 1985). L'étude de Wong (1985) nous donne un indice plus complet de l'exposition des Inuit aux contaminants

puisqu'elle tient compte de la consommation de poissons et d'espèces terrestres. Ces derniers constituent cependant un faible apport de SOR comparés aux mammifères marins (INAC, 1985).

Les premières études sur le niveau des SOR dans le lait maternel des femmes inuit datent de 1989 et ont démontré des concentrations (3.6 µg/g de gras) de beaucoup supérieures à celles du groupe témoin au sud du Québec (Dewailly *et al.*, 1993). En fait, les concentrations de BPC dans le lait maternel des femmes inuit du Nord québécois sont parmi les plus élevées au monde. Certaines SOR, comme l'hexachlorobenzène, le dieldrin et le mirex se retrouvaient dans 95% des échantillons de lait Inuit, comparativement à 5% pour le sud du Québec, et en concentrations dix fois plus élevées (Dewailly *et al.*, 1993). Les différences de concentrations n'étaient pas aussi marquées pour les dioxines et les furannes (Dewailly *et al.*, 1992). Compte tenu des concentrations et de la toxicité, les substances les plus préoccupantes sont les BPC, les pesticides organochlorés et les principaux métaux lourds (Barrie *et al.*, 1992; Careau *et al.*, 1992). Les concentrations de BPC dans le lait maternel étaient similaires aux niveaux rencontrés dans le gras de béluga et sept fois supérieures aux concentrations de l'omble chevalier (Dewailly *et al.*, 1993; 1993b).

Les niveaux les plus élevés, pour des mères dont l'âge et l'historique d'allaitement sont comparables, ont été observés dans les communautés du détroit d'Hudson. Ces communautés sont les plus traditionnelles et par conséquent, celles où l'on consomme des mammifères marins en plus grande quantité. Même si les concentrations de SOR dans le gras des phoques du détroit d'Hudson étaient comparables à celles observées ailleurs dans l'Arctique, les fortes concentrations généralement détectées dans le gras des mammifères marins, et la place prépondérante qu'il occupe dans la diète traditionnelle, cet aliment est considéré comme la principale source de SOR (Dewailly, comm. personnelle).

Une autre étude sur les composés chlorés persistants dans le sang des Inuit du Nord québécois (5 villages répartis sur la côte de la baie d'Hudson et de l'Ungava) a permis d'identifier que les niveaux de chlordanes et de BPC dans le sang augmentent avec l'âge (Zhu *et al.*, 1995). Les niveaux de ces contaminants étaient plus faibles chez les Inuit de moins de 35 ans, pour atteindre leur maximum (près de quatre fois plus) chez le groupe des 56 à 60 ans. Les personnes plus âgées sont également de plus grands consommateurs de nourriture traditionnelle (1.5 à 2 fois plus) que les jeunes. Malgré les différences de concentrations, le patron pour l'ensemble des organochlorés restait le même.

Il existe peu d'étude sur les niveaux de polluants chez les gros mangeurs de produits marins autres que les Inuit. Dewailly *et al.* (1994) ont néanmoins comparé les concentrations de polluants dans le sang de résidents de l'Arctique avec celles de pêcheurs de la Basse-Côte-Nord du Saint-Laurent. Ces derniers, tout comme les Inuit, dépendent des produits de la mer pour une grande partie de leur diète. Bien que les résultats soient préliminaires, les personnes de la Basse-Côte-Nord qui mangeaient beaucoup de poissons ont obtenu des taux de BPC supérieurs au groupe témoin de la même région, même si les poissons qu'ils consommaient étaient faiblement contaminés.

L'évaluation du risque

L'étude de l'exposition aux polluants des populations humaines se bute, en plus des difficultés rencontrées dans les études de populations animales, à des facteurs d'hétérogénéité propre à notre espèce. En effet, les êtres humains n'ont pas tous les mêmes habitudes et des facteurs tels que la diète, le style de vie, la consommation d'alcool, de cigarettes et de drogues sont autant de variables qui compliquent le travail des épidémiologistes. Les évidences de désordres physiologiques reliés à l'exposition à des SOR sont rares chez les humains et souvent limitées à des expositions professionnelles ou accidentelles. Les effets observés dans ces cas sont toutefois conformes aux résultats obtenus des études en laboratoire et chez les populations d'animaux sauvages (ONU-CEE, 1994b).

Afin de bien cerner les limites de nos connaissances, il est pertinent d'expliquer ici de quelle façon on évalue le facteur de risque sur la santé. La dose quotidienne acceptable (DQA) pour un composé en particulier est établie en se basant sur la dose de non-effet sur les animaux de laboratoire et en la divisant par un facteur de sécurité allant de 10 à 1000 selon la toxicité du composé et les connaissances disponibles. Ce facteur de sécurité tient compte des variations inter-spécifiques (entre espèces), intra-spécifiques (entre les individus d'une même espèce) et des possibilités d'effets d'exposition à long terme à de faibles doses. Il sera d'autant plus grand que la substance est toxique, ou que les connaissances sont limitées (Kuhnlein *et al.*, 1995).

Plusieurs facteurs peuvent influencer l'absorption et la toxicité des SOR dans l'organisme. Les substances se retrouvent souvent sous forme de mélange et peuvent entrer en interaction de façon antagoniste (effet total moins grand que la somme des effets des composés respectifs), additive (effet total égal à la somme des parties), ou synergique (effet total plus grand que la somme des parties). La complexité de ces interactions est encore mal connue et rend l'interprétation des résultats difficile. Les femmes enceintes et les foetus sont les deux groupes pour qui le facteur de risque est le plus élevé puisque plusieurs SOR peuvent traverser la barrière placentaire et également se retrouver dans le lait maternel (Dewailly *et al.*, 1993; Kuhnlein *et al.*, 1995). Le transfert de la mère au foetus et à l'enfant constitue une voie de décontamination pour la mère, mais aux dépends de la génération suivante.

Ayotte *et al.* (1995) ont tenté d'évaluer l'apport quotidien de certains contaminants via la diète et de les comparer à diverses normes gouvernementales afin d'évaluer les risques pour la santé des populations nordiques. D'après leur modèle cinétique, la dose quotidienne de BPC pour les femmes inuit serait d'environ 0.3 µg/kg/jour, ce qui est supérieur au seuil sécuritaire selon les études épidémiologiques existantes. Cependant, la grande variété de congénères de BPC et leurs particularités chimiques et toxiques rend les comparaisons difficiles. Par exemple, les congénères les moins chlorés (No. 28, 47, 52) n'ont pas été détectés dans le lait des femmes Inuit du Québec et ceux-ci seraient les principaux responsables de la de toxicité chez les humains. Les mêmes congénères étaient présents chez des femmes exposées à de faibles concentrations d'organochlorés dans la région des Grands lacs, et des études conduites sur les enfants de ces mères ont rapporté des effets neurologiques, sans doute associés à l'exposition intra-utérine. Chez les animaux de laboratoire, les BPC interfèrent sur la reproduction, sont carcinogènes,

tératogènes et perturbent le système immunitaire. Ce dernier effet pourrait expliquer la forte incidence des maladies infectieuses chez les enfants inuit du Nord québécois (Dewailly *et al.*, 1993) mais les études épidémiologiques devront se poursuivre pour en être certains.

Toujours selon le modèle d'Ayotte *et al.* (1995), la dose quotidienne de dioxines et composés similaires dans la diète des Inuit (7 pg/kg/jour) serait proche de la limite recommandée par Santé Canada. Compte tenu des effets toxiques de ces polluants, il n'est pas impossible de voir augmenter dans l'avenir l'incidence de cancers et de problèmes reliés à la reproduction dans cette population. Quant à l'estimer de l'apport quotidien de DDT/DDE (0.14 ug/kg/jour), il serait inférieur à la norme américaine (0.5 ug/kg/jour).

L'analyse de risques reliés à la consommation de la nourriture traditionnelle ne peut se faire sans considérer aussi les effets bénéfiques de cette diète sur la santé. La nourriture traditionnelle des Inuit est reconnue pour être riche en rétinol, fer, zinc, cuivre et acides gras (Omega-3). Les acides gras ont des vertus protectrices contre les maladies cardio-vasculaires et on en retrouve beaucoup dans le gras des mammifères marins. Santé Canada suggère une consommation de 1.6 g d'acide gras pour un homme adulte, une dose rencontrée et même dépassée avec une seule portion de gras de phoque ou de morse (Kuhnlein *et al.*, 1995). Ayotte *et al.* (1995) ont identifié un lien significatif entre les concentrations sanguines d'Omega-3, d'organochlorés, de mercure et de plomb, tout reliés à la consommation de produits marins.

En plus de la valeur nutritive, les activités de récolte des espèces traditionnelles contribuent pour une bonne part à l'activité physique et aux valeurs culturelles des populations autochtones (Kinloch *et al.*, 1992). Le chasseur est toujours un individu respecté dans la culture inuit et son activité limite la dépendance de son groupe familiale aux denrées vendues très chères dans les magasins. Aussi, une position trop alarmiste des responsables de la santé aurait des effets négatifs sur les populations qu'on tenterait de protéger. En effet, le rejet de la nourriture traditionnelle, en plus des impacts culturels et socio-économiques, risquerait d'augmenter l'incidence de l'obésité, du diabète, des maladies cardio-vasculaires et de cancer (Kinloch *et al.*, 1992). On sait qu'en pareil cas, les choix de nourriture achetée s'orientent vers des produits prêts à manger et habituellement moins nutritifs (Wormworth, 1995). La méconnaissance de la préparation des aliments importés du « sud » en est peut-être une cause, mais la cuisson n'a jamais été, pour des raisons pratiques et culturelles, au centre des habitudes alimentaires des populations nordiques.

La prudence et l'analyse qui précède nous laissent entendre que les niveaux de polluants organiques chez certaines femmes inuit du Québec exposent le fœtus et le nouveau-né à certains risques pour la santé. Toutefois, les doses de référence sont basées sur des expériences faites avec des animaux de laboratoire, et sur des études épidémiologiques qui comprennent beaucoup d'incertitudes. L'approche la plus adéquate, avant que de nouvelles données ne soient disponibles, est de conseiller aux futures mères et aux femmes qui allaitent de substituer les aliments provenant de mammifères marins par du poisson ou des mammifères terrestres.

6. LACUNES ET BESOINS FUTURS EN RECHERCHE

Les effets négatifs des SOR ne sont habituellement pas identifiables à court terme, ils peuvent se répartir sur la durée de toute une vie, ou même à travers les générations. Même dans le cas d'expositions professionnelles aux SOR, plusieurs années peuvent être nécessaires pour identifier des liens de causes à effets. Ceci est également vrai pour les écosystèmes, où les impacts négatifs au niveau des organismes peuvent rester subtils jusqu'à ce que des effets se fassent sentir au niveau de la population. Conséquemment, les études nécessaires pour identifier les impacts environnementaux et socio-économiques sont rares, à long terme, coûteuses et souvent non concluantes (IEMOPOP, 1995). De plus, l'évolution des méthodes et des instruments analytiques rend problématique les comparaisons de données actuelles avec les données antérieures. Une alternative au problème de coût élevé des études écosystémiques est de choisir des espèces indicatrices qui intègrent les contaminants sur un territoire connu (Muir, 1995). Par exemple, l'Ours polaire est un excellent candidat comme bioindicateur du milieu marin puisque:

- il se retrouve partout dans les régions arctiques et sub-arctiques;
- sa diète est peu diversifiée;
- il occupe un territoire donné auquel il reste relativement attaché; et
- sa proie principale, le phoque annelé, est également plutôt sédentaire.

Les études sur les bioindicateurs au niveau cellulaire ou moléculaire sont moins coûteuses mais plus difficiles à interpréter sur le plan écologique. Elles nécessitent des données physiologiques de base sur les niveaux « normaux » pour fin de comparaison, et ces niveaux sont peu connus pour les espèces arctiques (Lockhart, *et al.*, 1992). Malgré ses limites, cette avenue de recherche reste une voie à ne pas négliger car certains bioindicateurs réagissent seulement à un certain type de polluant et constituent ainsi des outils de suivi intéressants (Muir, 1995).

Pour le suivi futur, le DDT et les BPC sont d'un grand intérêt puisqu'il n'y a jamais eu d'usage important dans l'arctique et que ces composés ont été sérieusement réglementés dans les années '70. La diminution draconienne de l'usage devrait se refléter dans les concentrations mesurées dans le biote et le délai de réponse nous fournira des informations sur l'échelle de réaction/récupération des écosystèmes (Muir, 1995). Les données actuelles montrent déjà une diminution des concentrations de BPC dans les phoques annelés et les oiseaux marins. Il est possible que les concentrations aient diminué dans d'autres écosystèmes mais les connaissances actuelles ne nous permettent pas d'en juger. Même dans le cas du milieu marin, généralement mieux documenté, l'effort de recherche s'est dirigé sur les mammifères marins et beaucoup moins d'études ont porté sur les poissons et les invertébrés. Il serait important de pallier à ces lacunes pour:

- 1) compléter notre compréhension des transferts le long de la chaîne alimentaire marine; et
- 2) pour documenter les espèces d'invertébrés et de poissons récoltées commercialement (ex. crevette nordique, turbot, amphipodes) ou pour la subsistance (ex. moule) (Muir, 1995).

Au Québec, il y a peu d'information sur la contamination de toute la chaîne alimentaire terrestre et sur les milieux aquatiques des régions de la baie d'Hudson et de la baie d'Ungava. La poursuite des études sur les niveaux de contaminants dans les espèces consommées traditionnellement par les autochtones est essentielle, en mettant l'accent sur l'évaluation des risques à long terme de l'exposition aux SOR. Pour y parvenir, la couverture scientifique devra s'étendre à davantage d'espèces utilisées dans la diète des populations et à plus de composés toxiques. Les échantillons doivent également refléter la façon dont les espèces sont consommées (ex. muscle et peau de poisson plutôt que le muscle seul) (Kinloch *et al.*, 1992) et les méthodes de préparation des aliments afin de connaître l'impact qu'elles peuvent avoir sur la teneur en SOR des aliments (Muir, 1995). Les disparités dans la diète des morses, et par conséquent dans leur teneur en polluants justifient une attention particulière pour cette espèce, principalement là où elle est incluse dans la diète des populations humaines (Muir, 1995). Il y a aussi un manque crucial de données sur l'exposition aux SOR des autres populations à risque au Québec, soit les Cris de la Baie-James (les études antérieures ont surtout évalué les risques reliés au mercure) et les communautés de la Basse Côte-Nord (les Montagnais et autres) qui tirent une partie importante de leur nourriture dans le Saint-Laurent.

La répartition et l'ampleur des études sur les contaminants dans l'Arctique canadien reflètent les fonds déployés dans le cadre de la Stratégie pour l'environnement arctique du gouvernement fédéral. Cette stratégie s'applique essentiellement au Yukon et aux Territoires du Nord-Ouest mais pas au Nord québécois même s'il possède les mêmes caractéristiques écologiques (taïga, toundra) et humaines (populations autochtones: Inuit, Cris, Naskapis). La banque de données sur la contamination de la chaîne alimentaire aquatique, mise sur pied par le Centre de Santé publique du Québec (Careau et Dewailly, 1995), illustre bien les différences régionales: Le Yukon est le territoire où les SOR sont le mieux documentées, suivi par les Territoires du Nord-Ouest et le Nunavut (le nouveau territoire à l'est des Territoires du Nord-Ouest), et en bout de ligne, le Nord québécois. Cette banque de données permet une recherche sur un grand nombre de variables et les entrées sont réparties en dix secteurs (dont le Groenland) pour faciliter la consultation géographique. Il importe d'assurer dans le futur la mise à jour régulière de cet outil de recherche et l'inclusion des données sur les autres milieux naturels.

Par ailleurs, il est urgent de mettre sur pied des mécanismes de contrôle des émissions de polluants organiques rémanents dans l'environnement, et un suivi sera nécessaire afin d'évaluer l'impact des efforts déployés. Le monitoring devra s'atteler à l'identification des variations spatiales et temporelles des divers contaminants prioritaires dans plusieurs composantes des écosystèmes arctiques. La banque de tissus animaux, constituée dans le cadre de la Stratégie de l'Environnement arctique (Programme sur les contaminants), pourrait être mise à profit à cette fin (Muir, 1995). Des carottes de sédiments lacustres et de glace pour documenter la chronologie de la déposition seraient également utiles, de même qu'un suivi temporel dans les précipitations (neige et glace). Les efforts de recherche devront aussi s'attarder à comprendre la signification des niveaux de SOR observés pour l'avenir des populations animales et humaines.

7. CONCLUSION

Des quantités de substances introduites dans l'atmosphère, une portion se trouve métabolisée dans des cycles biologiques, une autre se dégrade via des phénomènes physiques et chimiques, et une autre partie est séquestrée dans les milieux aquatiques et marins d'où elle sera peut-être mobilisée plus tard. Les substances organiques rémanentes résistent à la dégradation suffisamment longtemps pour parcourir de grandes distances avec les courants atmosphériques ou aquatiques, elles s'accumulent dans les organismes vivants où leur toxicité risque d'avoir des conséquences néfastes.

Dans les deux dernières décennies, plusieurs initiatives locales et régionales ont vu le jour afin de limiter l'utilisation de plusieurs SOR, avec pour effet une diminution des niveaux ambiants dans l'environnement. La diminution amorcée pourrait cependant plafonner à cause des apports atmosphériques provenant d'autres régions de la planète, d'où la nécessité d'actions internationales globales.

Les plus grandes concentrations de SOR se retrouvent habituellement à proximité des sources émettrices. Ainsi, dans l'hémisphère Nord, le sol, l'air, l'eau et le biote des régions industrialisées contiennent souvent des niveaux supérieurs de BPC, de HAP de DDT, de chlordane, de mirex, comparativement aux régions éloignées. Toutefois, la longue chaîne alimentaire marine et les autres particularités de l'Arctique font que l'on retrouve des concentrations élevées de SOR dans certains tissus de mammifères marins et chez les populations autochtones. Dans l'Arctique, plusieurs polluants organiques atteignent leur niveau maximum dans le Nord québécois, sans doute à cause de particularités dans les patrons de transport atmosphérique ou des mécanismes de déposition. Les données disponibles démontrent que les concentrations de BPC dominent généralement dans les échantillons d'oiseaux, de mammifères terrestres et de mammifères marins, et que les concentrations augmentent à chaque niveau trophique.

Les Inuit du Québec sont particulièrement exposés aux SOR à cause de leur diète riche en mammifères marins. Les concentrations de BPC dans le lait maternel des femmes inuit du Nord québécois sont parmi les plus élevées au monde mais la prudence est de rigueur lorsqu'il s'agit d'interpréter les données en terme d'impacts sur la santé humaine. En effet, la diète traditionnelle des populations autochtones comporte de nombreux bienfaits sur la santé, dont une protection contre les troubles cardio-vasculaires, le cancer et autres maladies. L'abandon de cette diète pourrait occasionner des dommages plus graves que les risques, mal connus, de l'exposition aux SOR dans les concentrations observées.

RÉFÉRENCES

Addison, R.F., M.E. Zinck et T.G. Smith. 1986. PCBs have declined more than DDT-group residues in Arctic ringed seals (*Phoca hispida*) between 1972 and 1981. *Environ. Sci. Technol.* 18:935-937.

Addison, R.F. et T.G. Smith. 1974. Organochlorine residue levels in Arctic ringed seals: variation with age and sex. *Oikos* 25:335-337.

Ayotte, P., É. Dewailly, S. Bruneau, H. Careau et A. Vézina. 1995. Arctic air pollution and human health: what effects should be expected? *Sci. Tot. Environ.* 160/161:529-537.

Barrie, L.A., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D. Muir, R. Shearer, B. Tracey et T. Bidleman. 1992. Arctic contaminants: Sources, occurrence and pathways. *Sci. Tot. Environ.* 122:1-74.

Braune, B.M. 1993. Trends and effects of contaminants in arctic seabirds, waterfowl and other wildlife. I. Contaminants in waterfowl. In J.L. Murray and R.G. Shearer (eds.). *Synopsis of Research Conducted Under the 1991/1992 Northern Contaminants Program, Environmental Studies No. 70.* Department of Indian Affairs and Northern Development Canada, Ottawa. pp.203-221.

Braune, B.M. 1994. Trends and effects of contaminants in arctic seabirds, waterfowl and other wildlife. II. Contaminants in Arctic seabirds. In J.L. Murray and R.G. Shearer (eds.). *Synopsis of Research Conducted Under the 1991/1992 Northern Contaminants Program, Environmental Studies No. 72.* Department of Indian Affairs and Northern Development Canada, Ottawa. pp.312-326.

Careau, H., É. Dewailly, A. Vézina, P. Ayotte, D. Gauvin. 1992. State of contamination of Northern Canada and Greenland. Environmental Health Service, Community Health Department, Laval University Hospital Centre, 164 pp. + annexe.

Careau, H. et É. Dewailly. 1995. The Northern Aquatic Food Chain Contamination Database: a research tool. *Sci. Tot. Environ.* 160/161:539-543.

Careau, H., É. Dewailly, A. Vézina, P. Ayotte et D. Gauvin. 1992. State of Contamination of Northern Canada and Greenland. Département de santé communautaire du Centre hospitalier de l'Université Laval. Bibliothèque nationale du Québec, ISBN 2-921304-42-2. 164p + annexe.

Cameron, M. et M. Weis. 1993. Organochlorine contaminants in the country food diet of the Belcher Island Inuit, Northwest Territories, Canada. *Arctic*, 46: 42-48.

CRRA. 1989. Recherche pour établir les niveaux actuels d'exploitation par les Inuit du Nunavik 1975-1980, Québec, Canada. Comité de recherche sur la récolte autochtone de la Baie-James et du Nord québécois.

Dewailly, É., J.J. Ryan, C. Laliberté, S. Bruneau, J.F. Weber, S. Gingras et G. Carrier. 1994. Exposure of remote maritime populations to coplanar PCBs. *Environ. Health Perspec. Suppl.*, 102 Suppl.: 205-209.

Dewailly, É., S. Bruneau, C. Laliberté, S. Gingras. 1993a. La contamination du lait maternel au Nunavik: évaluation des risques pour la santé des nourissons. Service Santé et Environnement, Centre de santé publique de Québec.

Dewailly, É., P. Ayotte, S. Bruneau, C. Laliberté, D.C.G. Muir et R.J. Norstrom. 1993b. Inuit Exposure to Organochlorines through the Aquatic Food Chain in Arctic Québec. *Environ. Health Perspec.* 101(7):618-620

SC60 L430

Dewailly, É, A. Nantel, S. Bruneau, C. Laliberté, L. Ferron et S. Gingras. 1992. Breast milk contamination by PCDDs, PCDFs and PCBs in Arctic Québec: a preliminary assessment. *Chemosphere*, 25: 1245-1249.

Gregor, D.J. 1991. Trace organic chemicals in the Arctic environment. In: W. Sturges (ed.) *Atmospheric Transport and Pollution of the Arctic Atmosphere*. J. Cairns and R.M. Harrison (Series Editors) *Environment Management Series*, Elsevier Science Publ. Ltd. Essex, England. pp.217-254.

Gregor, D.J. 1993. Current contaminant deposition measurements in precipitation. *Environmental Studies No.70 Synopsis of Research Conducted Under the Northern 1992/93 Contaminants Program*. Department of Indian Affairs and Northern Development. pp.28-33.

Hargrave, B.T., W.P. Vass, P.E. Erickson et B.R. Fowler. 1988. Atmosph ric transport of organochlorines to the Arctic Ocean. *Tellus* 40b: 480-493.

Hydro-Québec. Vice-pr sidence Environnement. 1993. La contamination du milieu et des ressources fauniques de la zone d tude du complexe Grande-Baleine. *Recueil des données*.

IEMOPOP (International Experts Meeting on Persistent Organic Pollutants). 1995. Meeting Background Report. Vancouver, Canada, June 4-8, 1995 (en préparation).

INAC. 1985. Northern consumers, socio-economic change and access to traditional food resources. Department of Indian and Northern Affairs Canada, Economic Strategy Division Report, Ottawa, 32 pp.

Kinloch, D., H. Kuhnlein et D.C.G. Muir. 1992. Inuit foods and diet: a preliminary assessment of benefits and risks. *Sci. Tot. Environ.* 122:247-278.

Kuhnlein, H.V., O. Receveur, D.C.G. Muir, H.M. Chan et R. Soueida. 1995. Arctic Indigenous Women Consume Greater Than Acceptable Levels of Organochlorines. *Am. Instit. Nutri.*: 2501-2510.

Langlois, C. 1987.  tude pr liminaire de la qualité des eaux de surface de 15 cours d'eau majeurs du Nouveau0Qu bec. *Water Pollut. Res. J. Canada* 22:530-544.

Langlois, C. et R. Langis. 1995. Presence of airborne contaminants in the wildlife of northern Québec. *Sci. Tot. Environ.* 160/161:391-402.

Letcher, R.J., R.J. Norstrom et A. Bergman. 1995. geographical distribution and identification of methyl sulphone PCB and DDE metabolites in pooled polar bear (*Urus maritimus*) adipose tissue from western hemisphere Arctic and Subarctic regions. *Sci. Tot. Environ.* 160/161:409-420.

Lockhart, W.L., R. Wagemann, B. Tracey, D. Sutherland et D.J. Thomas. 1992. Presence and implications of chemical contaminants in the freshwaters of the Canadian Arctic. *Sci. Tot. Environ.* 122:165-246.

Macdonald, R.W. et J.M. Bowers. En préparation. Contaminants in the Arctic Marine Environment: Priorities for Protection.

Martineau, D., S. De Guise, M. Fournier, L. Shugart, C. Girard, A. Lagacé et P. Béland. 1994. Pathology and toxicology of beluga whales from the St.Lawrence estuary, Québec, Canada. Past, present and future. *Sci. Tot. Environ.* 154:201-???

MPO. 1996.  valuation approfondie du projet de récupération de l'Irving Whale, tenant compte de la présence de BPC. P ches et Oc ans et Environnement Canada, Québec, 99 pp + annexes.

Muir, D.C.G. 1995. Ecosystem Uptake and Effects (en préparation). Department of Fisheries and Oceans, Central and Arctic Region, Winnipeg.

Muir D.C.G. et W.L. Lockhart. 1993. Contaminant trends in Freshwater Biota. In: J.L. Murray, and R.G. Shearer (eds). Synopsis of research conducted under the 1992-93 Northern Contaminants Program, Environmental Studies Report, No. 70. Ottawa: Indian and Northern Affairs Canada. pp 164-173.

Muir, D.C.G., R.J. Norstrom, et M. Simon. 1988. Organochlorine contaminants in Arctic marine food chains: accumulation of specific polychlorinated biphenyls and chlordane-related compounds. Environ. Sci. Technol. 22:1071-1079.

Muir, D.C.G., R. Wagemann, B.T. Hargrave, D.J. Thomas, D.B. Peakall, et R.J. Norstrom. 1992. Arctic marine ecosystem contamination. Sci. Tot. Environ. 122:75-134.

Norstrom, R.J. et D.C.G. Muir. 1994. Chlorinated hydrocarbon contaminants in arctic marine mammals. Sci. Tot. Environ. 154:107-128

ONU-CEE. 1994. An Overview of Persistent Organic Pollutants in the Environment - Prepared for the Task Force on Persistent Organic Pollutants, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Department of Indian Affairs and Northern Development Canada, Ottawa. 56p.

ONU-CEE. 1994b. State of Knowledge Report of the UN ECE Task Force on Persistent Organic Pollutants - For the Economic Commission for Europe (ECE) Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Department of Indian Affairs and Northern Development Canada, Ottawa. 99p.

Poissant, L. et P. Béron. 1993. Mise en évidence d'une contamination atmosphériques des eaux de surface au nord du 55e parallèle québécois. Sci. Tech. Eau. 26: 13-19.

Poissant, L. et J.-F. Koprivnjak. 1996. Concentrations de quelques composés organiques semi-volatils dans l'air et la précipitation en milieu rural (Villeroy, Québec) et leur dynamique environnementale. Vecteur Environnement, vol. 29(1): 29-39.

Ritter, L., K.R. Solomon, J. Forget, M. Stremeroff et C. O'Leary. (en préparation). Persistent Organic Pollutants - An assessment report on aldrin, chlordane, DDT, dieldrin, dioxins and furans, endrin, heptachlor, hexachlorobenzene, mirex, polychlorinated biphenyls, and toxaphene (Final draft).

Thomas, D.J., B. Tracey, H. Marshall, et R.J. Norstrom. 1992. Arctic terrestrial ecosystem contamination. Sci. Tot. Environ. 122:135-164.

Thomas, D.J. et M.C. Hamilton. 1988. Organochlorine residues in biota of the Baffin Island region. SeaKem oceanography Ltd. Sidney, B.C. Report prepared for Department of Indian Affairs and Northern Development Canada, Ottawa. ??p.

Wagemann, R. et R.E.A. Steward. 1994. Concentrations of heavy metals and selenium in tissue and some foods of *Odobenus rosmarus rosmarus* from the eastern Canadian Arctic and sub-Arctic, and association between metals, age and gender. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51:426-436.

Wania, F. et D. Mackay. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. Ambio 22(1):10-18.

Wong, M. 1985. Chemical residues in fish and wildlife harvested in northern Canada. Environ. Stu. Rep. 46. Department of Indian Affairs and Northern Development Canada, Ottawa.

Wormworth J. 1995. Toxins and tradition: The impact of food-chain contamination on the Inuit of Northern Québec. *Can. Med. Assoc. J.* 152(8):1237-1240.

Zhu, J., R.J. Norstrom, D.C.G. Muir, L.A. Ferron, J.-P. Weber et É. Dewailly. 1995. Persistent Chlorinated Cyclodiene Compounds in Ringed Seal Blubber, Polar Bear Fat, and Human Plasma from Northern Québec, Canada: Identification and Concentrations of Photoheptachlor. *Environ. Sci. Technol.* 29:267-271.

ANNEXE I:

Les métaux lourds (cadmium, mercure et plomb)

dans le Nord québécois et le transport

atmosphérique à grande distance

Origine et Contexte

Contrairement aux polluants d'origine anthropique, les métaux sont des éléments naturels des sols et des roches. Ils peuvent être naturellement transférés à l'atmosphère par l'action du vent, des vagues, de l'activité volcanique, des feux de forêt et par l'activité biologique. Les métaux deviennent des polluants lorsqu'ils sont issus d'activités anthropiques ou lorsque leur niveau atteint, ou dépasse, dans les aliments les normes de consommation établies par des autorités responsables (Macdonald et Bewers, en prép.). Les plus importantes sources anthropiques de métaux lourds dans l'atmosphère sont associées à la combustion des énergies fossiles (production d'électricité), aux activités minières, à l'incinération de déchets variés, aux alumineries et à l'industrie métallurgique pour un total de 3 600 tonnes par an (Doiron *et al.*, 1996).

De nombreuses initiatives sont présentement en cours pour réduire les émissions de métaux. L'Amérique du Nord a déjà bannie l'essence au plomb, la principale source d'émissions de ce métal, mais l'Europe et l'Asie l'utilisent toujours. Vu le manque de données de base sur certaines sources anthropiques, les niveaux d'émissions feront l'objet d'un inventaire détaillé dans les pays impliqués dans les négociations du protocole sur les métaux lourds.

Mobilisation et transport des métaux

Les métaux lourds existent sous différentes formes chimiques, appelées aussi espèces, dont le comportement et la toxicité peut grandement varier. Un bon exemple de l'influence de la spéciation est le cas du mercure et du méthyl mercure produit lorsque des terres sont inondées.

Dans un réservoir nouvellement créé, le mercure naturel contenu dans le sol et les roches se combine à la matière organique et subi une réaction chimique (méthylation) qui le rend plus toxique et plus facilement assimilable par les organismes vivants. Il en résulte une augmentation des concentrations de méthylmercure dans la faune ichtyologique, selon un patron propre au site et dépendant des facteurs biotiques et abiotiques du milieu. La transformation du mercure en méthylmercure est un processus complexe encore mal compris, même s'il a été intensivement étudié dans les réservoirs hydroélectriques du Nord québécois (Tremblay *et al.*, 1993). Pour simplifier le propos dans le reste du texte, le terme « mercure » est utilisé ici pour désigner toutes les formes chimiques du métal (mercure total) et il en est de même pour les métaux discutés dans la présente annexe.

De tout les métaux lourds, le mercure est celui dont le comportement dans l'environnement se rapproche le plus des substances organiques rémanentes (SOR). Tout comme les SOR, il est semi-volatile et le transport du mercure anthropique se fait essentiellement via le transport atmosphérique à longue distance (Barrie *et al.*, 1992). Sous la forme de méthylmercure, il est soluble dans les graisses, bioaccumulable et bioamplifiable dans les organismes.

Outre le mercure, très volatile, les métaux voyagent principalement sous forme particulière dans l'atmosphère et sont peu revolatilisés une fois déposés (il y a peu d'effet sauterelle). Les distances parcourues par les particules métalliques sont généralement moindres que celles des contaminants organiques volatils, mais elles demeurent suffisantes pour permettre aux métaux lourds de franchir des frontières géopolitiques. Les modèles atmosphériques les plus récents indiquent qu'en hiver, 60% de dépôts de métaux dans l'Arctique proviennent des pays soviétiques, et que l'autre 40% proviendrait des pays européens et de l'Amérique du Nord. L'Europe serait la principale source (75%) pendant l'été. Sur le total des émissions de cadmium et de plomb de l'Eurasie, 6% se déposeraient sur le territoire Arctique (Doiron *et al.*, 1996).

D'après les études effectuées dans le Nord québécois (Langlois et Langis, 1995) les taux de mercure dans les sédiments des lacs naturels auraient doublé au cours du dernier siècle. On a noté des variations de concentrations de mercure dans les sédiments et les sols entre les régions de Grande-Baleine et Nottaway-Broadback-Rupert (NBR) (Langlois et Langis, 1995). Elles seraient attribuables aux caractéristiques géochimiques respectives des régions, mais des particulatités dans les couloirs atmosphériques, et peut-être des apports d'effluents industriels (en provenance du sud) pourraient aussi jouer un rôle.

Des principaux métaux lourds, seul le plomb a été intensivement mesuré dans l'air du Haut Arctique canadien (Barrie *et al.*, 1992). Barrie *et al.* (1989) ont suivi la moyenne saisonnière, au niveau du sol, de l'aérosol de plomb pour la période de 1980 à 1989. Le patron typique observé est un pic des concentrations de janvier à avril et des concentrations minimales en été. Selon les données obtenues dans la calotte de glace du Groenland, les concentrations de plomb seraient aujourd'hui trois cent fois plus élevées qu'à l'époque préhistorique. La majeure partie de cette augmentation serait attribuable aux activités anthropiques (industries, combustion de l'essence avec plomb) et le transport atmosphérique constituerait le principal agent de dispersion (Muir *et al.*, 1992). Les sédiments constituent un puits important pour le plomb car il a fortement tendance à s'associer aux particules sédimentaires et, une fois lié, il est plutôt stable (Barrie *et al.*, 1992).

Il n'y a pas de mesures de cadmium atmosphérique (aérosol) ou dans les précipitations de l'Arctique canadien. Cette situation dépend des contraintes techniques reliées à l'acquisition et à l'analyse des échantillons, tout comme cela est le cas pour le mercure (Barrie *et al.*, 1992). La technologie pour le mercure est toutefois en progression. Des mesures automatiques en continu nous permettront bientôt d'étudier les apports locaux, régionaux et globaux de façon plus précise et complète (Poissant *et al.*, 1995).

Une fois déposé, le cadmium se retrouve préférentiellement sous la forme dissoute, ce qui facilite son intégration dans les cycles biologiques. Même une fois sédimenté, il est facilement mobilisé lors de légers changements de pH et d'oxygène dissout (Macdonald et Bewers, en prép.).

La santé des écosystèmes

Milieu marin

Les informations sur les concentrations de métaux lourds dans la faune marine sont peu nombreuses, et presque inexistantes pour les eaux adjacentes au Nord québécois. Les niveaux dans les mammifères marins sont un peu mieux documentés mais les données se raréfient pour les niveaux trophiques inférieurs. De plus, l'étalement spatial et temporel des études rend difficile les comparaisons, compte tenu des variations géographiques des niveaux naturels de métaux et de l'évolution des techniques d'analyse.

Sur la base des données disponibles en provenance du Groenland et de l'est de l'Arctique canadien, les concentrations de cadmium et de mercure sont relativement élevées dans les organismes marins (Dietz *et al.*, 1995; Macdonald et Sprague, 1988; Riget *et al.*, 1995). Ils seraient essentiellement d'origine naturelle dans ces régions, à l'exception des sources anthropiques précises comme les développements miniers.

D'une façon générale, les concentrations de cadmium dans le milieu marin augmentent dans l'ordre suivant: poissons < crustacés < baleines à dent/phoques/oiseaux (Muir, 1995). Elles suivent les échelons de la chaîne alimentaire, sauf dans le cas des amphipodes carnivores qui semblent accumuler davantage de cadmium que les poissons qui s'alimentent au même niveau trophique. Par ailleurs, les concentrations de plomb étaient généralement faibles dans les organismes du Groenland, sauf dans les mollusques.

Chez les oiseaux marins, les concentrations de cadmium étaient non détectables dans les oeufs et augmentaient dans les poussins, indiquant que le milieu arctique contribuait à la charge de contaminants. Les taux de mercure se sont avérés plus élevés dans les oiseaux du Haut-Arctique que dans ceux des régions sub-arctique (Braune, 1994).

Chez l'ours polaire, les niveaux de métaux varient significativement entre l'est et l'ouest de l'Arctique, même lorsque les données sont ajustées pour l'âge et le sexe (Norstrom *et al.*, 1986).

Dans l'est, l'accumulation du cadmium est trois fois plus élevée, mais les concentrations de mercure sont de sept à dix fois supérieures dans l'ouest. Le cadmium et le mercure s'accumulent avec l'âge, alors que le plomb varie surtout en fonction du sexe. Ces différences spatiales sont similaires à celles rencontrées pour les phoques annelés et les bélugas et seraient causées par la géologie de chacune des régions (Muir, 1995).

Les concentrations de cadmium dans le foie et les reins de plusieurs espèces de mammifères marins sont élevées (tableau A1.1) au point de peut-être porter atteinte à l'intégrité de la santé des individus, mais il est possible que les espèces se soient adaptées à ces niveaux. Les niveaux de cadmium sont bas dans le muktuk (peau et gras sous cutané) de béluga et de narval mais les concentrations de mercure restent suffisamment élevées pour constituer un apport important dans la diète des prédateurs supérieurs (humain, Ours polaire). Le stockage dans la peau constitue la principale voie d'élimination de ce métal pour le béluga qui peut éliminer jusqu'à vingt pourcent de sa charge en mercure lors de la mue estivale (Muir, 1995).

Tableau A1.1. Niveaux de métaux lourds dans les mammifères marins.

ESPÈCE / SITE	ANNÉE	TISSU	N	CADMIUM	PLOMB	MERCURE
Béluga						
ouest de l'Arctique (Mackenzie)	1993-94	muktuk	28-65	0.002 ± 0	—	0.78 ± 0.41
		muscle	76	0.019 ± 0.02	—	1.34 ± 0.67
		foie	77	2.27 ± 1.04	—	27.1 ± 24.7
		reins	78-79	9.68 ± 3	—	4.91 ± 2.84
est de l'Arctique (baie d'Hudson, sud-est Baffin)	1984-94	muktuk	43-45	0.009 ± 0.01	—	0.59 ± 0.22
		muscle	136-138	0.079 ± 0.27	—	0.94 ± 0.44
		foie	139	6.51 ± 4.88	—	8.4 ± 8.25
		reins	135-139	22.4 ± 13	—	3.1 ± 1.71
Arctique (général)	1984-94	muktuk	60	—	0.01 ± 0.04	—
		muscle	212	—	0.01 ± 0.04	—
		foie	215	—	0.02 ± 0.03	—
Phoque annelé						
ouest de l'Arctique (Holman, Sachs Harbour)	1987-93	muktuk	118-133	0.041 ± 0.04	0.05 ± 0.05	0.41 ± 0.29
		muscle	140-142	5.6 ± 3.14	0.08 ± 0.12	32.6 ± 35.2
		foie	140-144	21.1 ± 14.2		2.05 ± 1.34
est de l'Arctique (Nord québécois, Arctic Bay, Resolute)	1989-93	muscle	35-61	0.098 ± 0.09	0.01 ± 0.01	0.39 ± 0.17
		foie	115-133	11.9 ± 9.2	0.01 ± 0.01	8.34 ± 7.03
		reins	35	47.7 ± 23.3		1.49 ± 0.58
Eureka	1994	muscle	16-18	0.032 ± 0.03		0.66 ± 0.42
		foie	18	4.65 ± 3.78		26.5 ± 36.9
		reins	17-18	15.6 ± 13.8		3.17 ± 1.91
Narval						
est de l'Arctique (Creswell Bay)	1992-94	muktuk	47-48	0.018 ± 0.01	<0.01	0.59 ± 0.18
		muscle	55-56	0.21 ± 0.19	0.01 ± 0	1.03 ± 0.37
		foie	55	29.7 ± 25.4	0.03 ± 0.02	10.8 ± 8.05
		reins	55	54.1 ± 24.1	—	1.93 ± 1.12
Morse						
est de l'Arctique (bassin Foxe, est de la baie d'Hudson)	1992	muscle	90-113	0.17 ± 0.12	—	0.11 ± 0.14
		foie	125-130	11.1 ± 6.4	—	1.43 ± 1.21
		reins	108-112	57.6 ± 30.4	—	0.31 ± 0.11

Tiré de Muir (1995).

Milieu aquatique d'eau douce

La capacité de bioconcentration et bioamplification du mercure fait en sorte que les espèces piscivores, au sommet de la chaîne alimentaire aquatique, sont généralement plus contaminées. Le phénomène a été observé dans les communautés ichthyologiques des réservoirs hydroélectriques et dans les systèmes naturels partout à travers les Territoires-du-Nord-Ouest et le Nord québécois (Muir, 1995). Dans les secteurs non développés de Grande-Baleine et NBR (Baie-James), les niveaux de mercure dans les brochets, dorés et truites de lac atteignaient, et dépassaient régulièrement, les niveaux retrouvés dans le sud du Québec, de même que et la norme de commercialisation de 0.5 mg/kg (Langlois et Langis, 1995; Smith *et al.*, 1975). Les concentrations de mercure étaient moindres dans les corégones (tableau A1.2). Certaines espèces, comme le brochet, avaient des concentrations de mercure plus élevées dans le secteur NBR, ce qui pourrait s'expliquer par sa proximité des régions industrialisées. Dans les réservoirs de la Baie-James, les poissons non piscivores atteignent des concentrations maximales de mercure moins élevées que les espèces prédatrices. Les concentrations de mercure dans ces dernières prennent aussi plus de temps avant d'atteindre leur maximum, ce qui fait que le retour au niveau normal, après la mise en eau, prend plus de temps (Tremblay *et al.*, 1993).

Tableau A1.2 Niveaux de mercure (mg/kg de poids frais) dans divers tissus et espèces des secteurs de Grande-Baleine et Nottaway-Broadback-Rupert (NBR). Les chiffres entre parenthèses indiquent la longueur totale des poissons.

ESPÈCE		GRANDE-BALEINE			NBR		
		myonne (mg/kg)	déviaton standard	N	myonne (mg/kg)	déviaton standard	N
Suceur à long nez (327-375 mm)		0.16	0.11	341	0.25	0.16	51
Corégone de lac (357-356 mm)		0.16	0.09	400	0.16	0.07	505
Cisco (213-247 mm)		0.16	0.04	9	0.17	0.06	291
Brochet (777-688 mm)		0.63	0.46	75	0.93	0.51	636
Truite de lac (560-? mm)		0.77	0.66	504	—	—	—
Doré (?-373 mm)		—	—	—	0.78	0.46	789
Bec-scie commun	muscle	1.27	0.48	13	1.41	1.26	19
	foie	17.5	12.0	13	10.0	7.5	15
	plumes	9.97	2.88	12	7.31	2.91	15
Bec-scie à gorge rousse	muscle	0.78	0.59	7	0.65	0.33	2
	foie	12.4	18.8	7	—	—	—
	plumes	13.9	19.6	7	—	—	—
Goéland à bec cerclé	muscle	1.03	0.80	28	1.59	1.32	13
	foie	2.91	2.35	27	3.63	2.52	13
	plumes	11.5	8.50	27	19.1	15.3	13
	oeufs	0.28	0.12	2	—	—	—
Lièvre	muscle	<0.05	—	22	—	—	—
	foie	0.13	0.22	9	—	—	—
Vison américaine	muscle	2.40	2.20	6	—	—	—
		8.34	7.86	5	—	—	—
Martre américaine	muscle	0.28	0.13	8	—	—	—
	foie	0.39	0.11	6	—	—	—
Phoque d'eau douce	muscle	1.10	0.37	2	—	—	—
	foie	28.8	37.1	2	—	—	—

Bien que le mercure soit présent en concentrations importantes à l'état naturel dans l'environnement du Nord québécois, les apports anthropiques augmentent les risques d'atteindre des niveaux toxiques pour certaines populations animales ou humaines qui se nourrissent des poissons contaminés. On sait que les niveaux de mercure dans les poissons piscivores, les oiseaux, les mammifères terrestres et marins sont généralement élevés mais aucune étude n'existe sur les impacts qu'elles pourraient avoir sur les populations ou les écosystèmes (Langlois et Langis, 1995). Quant aux concentrations de cadmium et de plomb observées dans la faune des secteurs de Grande-Baleine et NBR, elles ne semblent pas mettre en péril l'intégrité des populations animales et des écosystèmes (Langlois et Langis, 1995).

Millieu terrestre

Les écosystèmes près des régions industrialisées sont les plus susceptibles d'être affectés par les métaux lourds puisqu'une portion importante de la charge atmosphérique sera déposée à courte distance des sources émettrices. On soupçonne maintenant que l'accumulation des métaux lourds dans le sol des forêts soit une cause du déclin de plusieurs essences d'arbres dans le nord-est des États-Unis (James Gawel de l'Institut de technologie du Massachusetts, cité dans La Presse du 7 mai, 1996: « Mort des forêts - les métaux jouent un rôle ») et débalancerait l'assimilation des nutriments (Doiron *et al.*, 1996).

Le sol du Nord québécois est naturellement riche en mercure et autres métaux, même dans les régions non perturbées par les activités humaines. Langlois et Langis (1995) ont trouvé des niveaux significatifs de cadmium et de plomb dans le foie de certains herbivores terrestres comme la lagopède et le lièvre. Dans les visons, les niveaux de mercure étaient très variables selon les sites d'échantillonnage et étaient plus élevés dans le secteur de Grande-Baleine que dans le secteur NBR. Ces différences seraient liées à la diète des visons qui est dominé par le poisson, ou par les petits mammifères selon les secteurs.

La santé humaine

C'est en 1986 que le Ministère des Loisirs de la Chasse et de la Pêche (MLCP) découvre des concentrations importantes de cadmium dans les abats (foie, reins) des caribous du Nord québécois. Il s'ensuit un avis aux populations et une campagne de sensibilisation pour que les gens s'abstiennent d'en manger. Les concentrations sont telles qu'un seul repas de foie ou de rognons peut signifier une dose de cadmium jusqu'à 50 fois la dose acceptable, selon les normes de l'Organisation mondiale de la Santé (Grondin *et al.*, 1994). Une étude sur les taux sanguins de cadmium chez les Inuit du Québec a démontré qu'en 1989, un adulte sur neuf présentait un niveau supérieur au seuil critique établi pour une exposition professionnelle (10 ug/L) (Benedetti *et al.*, 1992). Il est toutefois apparu que la cigarette était la principale source de cadmium chez ces individus et cette corrélation a été vérifiée lors d'études subséquentes (Ayotte *et al.*, 1995; Benedetti *et al.*, 1994).

Dans les années '70s, le gouvernement fédéral amorce un programme de suivi du mercure sanguins et dans les cheveux des autochtones du Canada (Grondin *et al.*, 1994). À cette époque, la moyenne de la population avec un taux au-dessus du seuil critique établi par Santé Canada (100 ug/L dans le sang) est de 2.3 % dans les communautés inuit du Nord québécois. La communauté de Salluit (Québec) semble particulièrement touchée avec 16.8% des individus au-dessus de la norme. Le muktuk et le gras de béluga, la truite de lac et le foie de phoque furent les aliments identifiés comme riches en mercure. Il s'ensuivit, en 1980, l'émission d'une recommandation aux habitants de Salluit, et principalement aux femmes enceintes, pour les inciter à réduire leur consommation de ces produits. La mesure aurait eu le succès escompté puisque le programme de suivi est arrêté en 1985, à la suite de la diminution des taux de mercure. En 1992, la concentration sanguine moyenne chez les Inuit du Nord québécois (20 ug/L) était bien en deça du seuil critique établie par l'Organisation mondiale de la Santé (200 ug/L pour les adultes, 40-80 ug/L pour les femmes enceintes ou qui allaitent) (Ayotte *et al.*, 1995). La moyenne est néanmoins de quatre à dix fois plus élevée que pour le reste du Québec (Grondin *et al.*, 1994). Afin de tenir compte des grandes quantités de poissons consommées par certaines populations, Santé Canada a réduit la norme pour le mercure à 0.2 mg/kg dans les prises de subsistance alors qu'elle est de 0.5 mg/kg dans les prises commerciales.

Les niveaux actuels chez les Inuit sont trop bas pour représenter un risque pour la santé des adultes, mais les effets neurotoxiques du mercure peuvent se faire sentir lors du développement foetal (Wormworth, 1995). Cependant, le sélénium, dont les concentrations sanguines sont fortement corrélées à celles du mercure, semble avoir un pouvoir de protection contre le mercure (Ayotte *et al.*, 1995). Le cas d'un autochtone du Groenland est particulièrement intéressant pour juger de l'effet du sélénium. Il s'agit d'un Inuk plutôt âgé et traditionnel qui est admis à l'hôpital pour une raison quelconque, et qui développe des symptômes d'intoxication au mercure au bout de quelques jours. Le médecin traitant comprend que cette intoxication provient du changement de nourriture et réintroduit du muktuk dans la diète du malade. Les symptômes sont disparus peu de temps après. Cela s'explique par le temps de séjour, ou demi-vie, du mercure dans l'organisme humain. Il est de deux à trois mois alors qu'il est d'environ vingt-quatre heures pour le sélénium. Comme le sélénium est éliminé plus rapidement que le mercure, la protection disparaît avant l'élimination du métal toxique.

À cause de l'augmentation des niveaux de mercure dans les milieux aquatiques de la Baie-James à la suite de la construction des ouvrages hydroélectriques du complexe La Grande, Le Conseil cri de la santé et des services sociaux de la Baie-James a entrepris, dès 1982, un programme de surveillance de l'exposition au mercure chez les Cris. L'emphasis a été mise sur les segments de la population les plus à risque: les pêcheurs/piégeurs de 40 ans et plus, de gros consommateurs de poissons; les femmes en âge de procréer; et dernièrement, les enfants de 4 à 15 ans (CBJM, 1995). Aucun signe de toxicité du mercure n'a été détecté chez les populations criées étudiées, même si plusieurs individus ont démontré des taux élevés dans les cheveux et le sang. En général, les niveaux de mercure ont diminué chez les Cris ces dernières années, entre autre en raison du programme de sensibilisation sur les espèces piscicoles et les sites à éviter. Le développement économique de la région a également modifié les habitudes alimentaires d'une partie de la population, surtout les jeunes. Les concentrations sont supérieures chez les membres des familles qui ont maintenu un mode de vie traditionnel, et chez les Cris qui vivent à l'intérieur des terres.

Le plomb est un métal neurotoxique dont les effets peuvent apparaître chez les enfants à des concentrations très faibles dans le sang (150 ug/L). Il n'existe que peu de données sur les niveaux de plomb chez les autochtones mais les informations préliminaires disponibles pour les Inuit du Québec semble indiquer qu'il y a peu de risque d'effets dommageables (Ayotte *et al.*, 1995). La prudence est néanmoins de mise car 26% des femmes inuit en âge de procréer démontrent des niveaux supérieurs à celui recommandé par Santé Canada pour les femmes enceintes (max. 0.5 umol/L) (Dewailly *et al.*, 1994). La moyenne inuit est environ trois fois plus élevée que celle de la population du sud du Québec mais elle est comparable à plusieurs populations européennes (Grondin *et al.*, 1994; Wormworth, 1995).

RÉFÉRENCES

- Ayotte, P., É. Dewailly, S. Bruneau, H. Careau et A. Vézina. 1995. Arctic air pollution and human health: what effects should be expected? *Sci. Tot. Environ.* 160/161:529-537.
- Barrie, L.A., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D. Muir, R. Shearer, B. Tracey et T. Bidleman. 1992. Arctic contaminants: Sources, occurrence and pathways. *Sci. Tot. Environ.* 122:1-74.
- Benedetti, J.-L., É. Dewailly, F. Turcotte, M. et Lefebvre. 1994. Unusually high blood cadmium associated with cigarette smoking among three subgroups of the general population, Québec, Canada. *Sci. Tot. Environ.* 152: 161-167.
- Benedetti, J.-L., F. Turcotte, É. Dewailly, M. et Lefebvre. 1992. Blood and urinary cadmium levels in Inuit living in Kuujuaq, Canada. *Sci. Tot. Environ.* 127: 167-172.
- Braune, B.M. 1994. Trends and effects of contaminants in arctic seabirds, waterfowl and other wildlife. II. Contaminants in Arctic seabirds. In J.L. Murray and R.G. Shearer (eds.). *Synopsis of Research Conducted Under the 1991/1992 Northern Contaminants Program*, Environmental Studies No. 72. Department of Indian Affairs and Northern Development Canada, Ottawa. pp.312-326.
- CBJM. 1995. Rapport d'activités - Comité de la Baie-James sur le mercure 1993/94. Montréal, 48 pp.
- Dewailly, É., P. Ayotte, C. Laliberté, D.C.G. Muir et R.J. Norstrom. 1994. Human exposure to polychlorinated biphenyls through the aquatic food chain in the Arctic. *Environ. Health Perspec.* 101:618-620.
- Dietz, R., P. Johansen, F. Riget et G. Asmund. 1995. Heavy metals in the Greenland marine environment. National Assessment Reprt. First Draft. Copenhagen: Greenland Environmental Research Institute. 144 pp.
- Doiron, C.C., P.J. Whalen et I. Novaczek. 1996. Background information paper for a heavy metals protocol under the United Nations Economic Commission for Europe Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, Volume No.1. Environnement Canada, Ottawa, 83 pp + annexes.
- Grondin, J., J.F. Proulx, S. Bruneau et É. Dewailly. 1994. Santé publique et environnement au Nunavik. *Études Inuit/Studies* 18(1-2): 225-251
- Langlois, C. et R. Langis. 1995. Presence of airborne contaminants in the wildlife of northern Québec. *Sci. Tot. Environ.* 160/161:391-402.

Langlois, C., R. Langis et M. Pérusse. 1995. Mercury contamination in Northern Québec environment and Wildlife. *Water, Air, Soil Poll.* 80:1021-1024.

Macdonald, R.W. et J.M. Bowers. En préparation. Contaminants in the Arctic Marine Environment: Priorities for Protection.

Macdonald, R.W. et J.B. Sprague. 1988. Cadmium in marine invertebrates and Arctic cod in the Canadian Arctic - Distribution and ecological implications. *Mar. Ecol.*, 47: 17-30.

McCrea, R.C. et J.D. Fisher. 1986. Heavy metal and organochlorine contaminants in the five major Ontario rivers of the Hudson Bay lowland. *Water Poll. Res. J. Canada* 21(2):225-234.

Muir, D.C.G. 1995. Ecosystem Uptake and Effects (en préparation). Department of Fisheries and Oceans, Central and Arctic Region, Winnipeg.

Muir, D.C.G., R. Wagemann, B.T. Hargrave, D.J. Thomas, D.B. Peakall, et R.J. Norstrom. 1992. Arctic marine ecosystem contamination. *Sci. Tot. Environ.* 122:75-134.

Norstrom, R.J., R.E. Schweinsberg et B.T. Collins. 1986. Heavy metals and essential elements in livers of the polar bear (*Ursus maritimus*) in the Canadian Arctic. *Sci. Tot. Environ.*, 48: 195-212.

Poissant, L., P. Rancourt et B. Harvey. 1995. Relations mesurées en milieu rural au sud du Québec (Canada) entre la concentration de la vapeur mercurielle atmosphérique et quelques facteurs environnementaux. *Poll. Atmos.* oct.-déc.:52-60.

Riget, F.F., P. Johansen et G. Asmund. 1995. Natural seasonal variation of cadmium, copper, lead and zinc in brown seaweed, *Fucus vesiculosus*. *Mar. Pollut. Bull.* (soumis).

Smith, É.C., F. Berkes et J.A. Spence. 1975. Mercury Levels in Fish in the La Grande River Area, Northern Quebec. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 13(6):673-677.

Tremblay, A., M. Lucotte et C. Hillaire-Marcel. 1993. Les mercure dans l'environnement et les réservoirs hydroélectriques. Évaluation environnementale du projet Grande Baleine: Dossier synthèse No. 2, Bureau de soutien de l'examen public du projet Grande Baleine, 177 p.

Wormworth J. 1995. Toxins and tradition: The impact of food-chain contamination on the Inuit of Northern Québec. *Can. Med. Assoc. J.* 152(8):1237-1240.

ANNEXE II:

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et le transport atmosphérique à grande distance - Problématique québécoise -

Origine et Contexte

Les « hydrocarbures aromatiques polycycliques » (HAP) sont des composés constitués de plusieurs noyaux benzéniques (anneaux contenant cinq ou six atomes de carbone). On les divise en deux catégories: les composés de masse moléculaire élevée, à quatre anneaux ou plus; et les composés de faible masse moléculaire (moins de quatre anneaux). En tout ce groupe comprend environ une centaine de produits, sans compter les dérivés, qui se retrouvent en mélanges complexes dans l'environnement. Seuls quelques uns sont suffisamment documentés pour faire l'objet d'une évaluation des risques qu'ils font courir à l'environnement et aux populations humaines (Lalonde *et al.*, 1993).

Les HAP font partie de cycles naturels et anthropiques. Ils sont formés principalement par la combustion incomplète de la matière organique, alors qu'une infime partie est produite par sa lente dégradation dans les lacs (diagénèse) et par l'activité des micro-organismes (biogénèse) (Barrie *et al.*, 1992). Des facteurs comme le type et la quantité de combustibles, la température, la durée de la combustion et la disponibilité de l'oxygène déterminent la nature et l'importance des HAP formés (Lalonde *et al.*, 1993). Les incendies de forêt rejettent à eux seuls environ 2 000 tonnes par année (t/a) de HAP au Canada et constituent la plus importante source naturelle. En Amérique du Nord, les émissions anthropiques ont connu un pic pendant les années où la principale source d'énergie était le charbon. Certains procédés industriels (alumineries, industrie pétrolière) génèrent également des quantités appréciables de HAP. La multitude de sources et les importantes fluctuations annuelles rendent complexe l'évaluation des émissions totales de ces composés. Les émissions anthropiques connues pour le Québec et le Canada sont illustrées au tableau A2.1 et à la figure A2.1.

Tableau A2.1. Sources de HAP anthropiques et émissions annuelles (Lalonde et al., 1993)

1. Industries • production de produits pétroliers • production d'asphalte • production de coke métallurgique • sidérurgie • fonderies • ferro-alliages • alumineries • autres	Québec 862 435 kg	Reste du Canada 96 231 kg
2. Combustion industrielle, commerciale et domestique • chauffage résidentiel (bois, charbon, mazout et gaz) • combustion commerciale (charbon, mazout et gaz) • combustion industrielle (bois, charbon, mazout et gaz) • centrales thermiques (charbon, mazout, gaz et diesel)	Québec 168 790 kg	Reste du Canada 533 020 kg
3. Incinération • incinération municipale • incinération industrielle • incinération à ciel ouvert • incinération des boues d'épuration • brûleurs coniques	Québec 29 615 kg	Reste du Canada 251 274 kg
4. Transport • transport à essence (auto et camions légers, camions lourds, moto) • transport au diesel (camions légers, camions lourds, autres) • transport aérien (essence, kérosène) • transport ferroviaire (mazout léger) • transport maritime (essence, diesel, mazout lourd)	Québec 32 796 kg	Reste du Canada 200 391 kg
5. Sources diffuses • feux de forêt • brûlage d'abattis • déversements de produits pétroliers • utilisation du bois traité à la créosote • cigarettes	Québec 233 282 kg	Reste du Canada 2 441 227 kg

Émissions de HAP par source pour le Québec et le reste du Canada

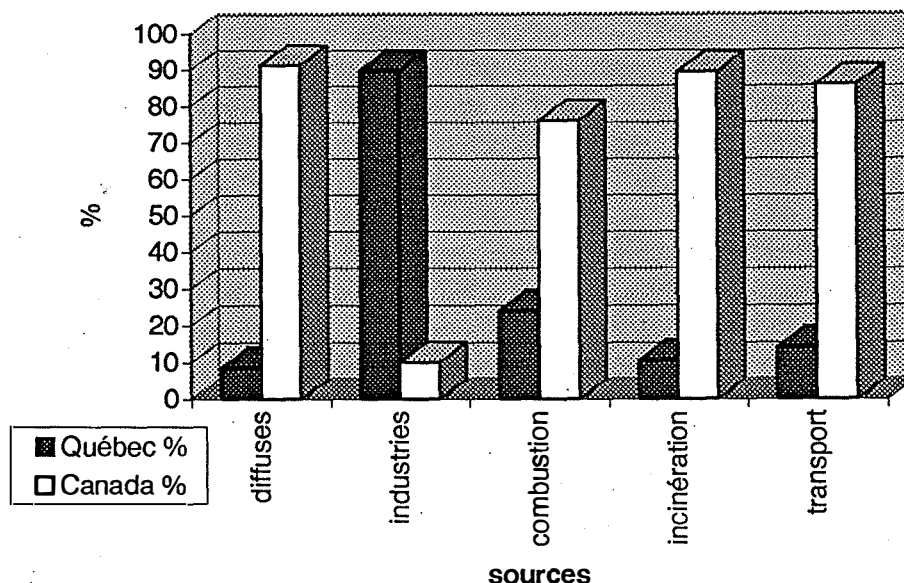


Figure A2.1. Rejets atmosphériques de HAP d'origine anthropique.

La production d'aluminium est la plus grande source industrielle d'émissions atmosphériques de HAP. Le Québec possède à lui seul dix des onze alumineries canadiennes, ce qui en fait la principale source industrielle au pays. Il existe aujourd'hui des technologies de production moins polluantes (procédé à anodes précuites) mais les anciennes alumineries continuent d'opérer avec les anciens procédés à anodes continues de type Söderberg, à goujons horizontaux ou verticaux. Les sources de rejets directs dans l'eau et le sol comprennent les produits traités à la créosote (2 000 t/a au Canada), les déversements de produits pétroliers (76 t/a), les usines métallurgiques et les cokeries (4 t/a) (Environnement et Santé Canada, 1994). Dans l'Arctique, les sources incluent l'exploration et la production de pétrole (Thomas *et al.*, 1986) et le transport atmosphérique à grande distance.

Dans le contexte des discussions internationales sur la réduction des émissions de HAP, la multitude de sources et l'origine naturelle d'une grande partie de la production viennent compliquer le débat. De plus, si le transport à distance de ces composés possède un caractère international certain pour l'Europe, il n'en est pas de même en Amérique du nord où il est davantage un problème régional. Il existe néanmoins plusieurs inconnus au sujet de la chimie atmosphérique et de la persistance des HAP-particulaires, de même que sur la toxicité des sous-produits de réactions. Pour les régions nordiques, l'information sur la contamination des milieux naturels est presque inexistante, comme le démontre la section sur les écosystèmes.

Transport atmosphérique

Lors de la combustion, les HAP sont majoritairement émis sous forme de gaz dont la durée de vie dans l'atmosphère est relativement courte (moins de deux jours). En refroidissant, les vapeurs se condensent et passent graduellement à la phase particulaire, en fonction de la volatilité propre au composé et de la température ambiante (Barrie *et al.*, 1992; Masclet *et al.*, 1992). La forme particulaire est susceptible de voyager sur de grandes distances selon la dimension des particules sur lesquelles sont adsorbés les HAP, les plus grosses (10 µm) se déposant plus près de la source d'émission (CNRC, 1983).

À l'exception de quelques composés plus légers qui se volatilisent à partir de l'eau ou du sol, les HAP sont peu volatiles et peu solubles dans l'eau. L'oxydation et l'hydroxylation produites par l'ozone sont les deux mécanismes principaux de transformation des HAP dans l'atmosphère (CNRC, 1983). Comme la lumière solaire active ces deux transformations chimiques, les saisons affectent la durée de vie des HAP, principalement dans les régions nordiques où les écarts sont plus grands. Elles sont aussi influencées par la nature des particules sur lesquelles les HAP sont adsorbés, une grande quantité de carbone organique rendant la dégradation plus lente.

Les dépôts atmosphériques sont plus importants dans les régions industrialisées. Pour une substance comme le benzo[a]pyrene (B[a]P), les estimés européens indiquent que plus de 80% des émissions sont redéposées en Europe (ONU-CEE, 1994b). Au Canada, l'importance des dépôts atmosphériques attribuable au transport à distance de HAP d'origine étrangère n'a pu être évaluée (Environnement et Santé Canada, 1994) mais on estime à 484 t/a la quantité de HAP atmosphériques, provenant de sources canadiennes et américaines, qui pénètrent dans les Grands lacs (Eisenreich *et al.*, 1981, cité dans Environnement et Santé Canada, 1994).

Masclet *et al.* (1992) ont étudié la présence des HAP dans l'atmosphère au-dessus du Groenland et n'ont pas trouvé de composés sous forme gazeuse en hiver. Toom *et al.* (1994) ont étudié les concentrations saisonnières de HAP et autres contaminants le long du cercle polaire et sont arrivés à des conclusions similaires. A la station météorologique de Villeroy (Québec), Poissant et Koprivnjak (1996) ont également trouvé de plus fortes concentrations de HAP (pyrène et phénanthrène) pendant les mois d'hiver et ont associé celles-ci à la combustion et au chauffage au bois. Toutefois, lorsque les températures s'élèvent, les mesures de HAP particulières doivent être couplées avec des mesures de la phase gazeuse pour obtenir une image complète du contenu atmosphérique. Les données atmosphériques sur l'existence de HAP dans le Nord québécois sont inexistantes mais des mesures prises en Alaska tendent à démontrer l'origine anthropique de certains HAP particuliers. Les concentrations rapportées sont cependant très faibles et s'apparentent au bruit de fond mesuré en plein océan Atlantique (Masclet *et al.*, 1992). Il existe aussi des sources locales (Daisy *et al.*, 1981), principalement la combustion du pétrole et du charbon, et les feux de bois ou de forêt.

La santé des écosystèmes arctiques

Les données sur les concentrations de HAP sont extrêmement rares pour les écosystèmes de l'Arctique. Les composés les plus liposolubles, ceux de faibles poids moléculaires, peuvent être bioconcentrés dans une variété d'organismes, mais ils sont généralement difficilement bioamplifiables. En effet, la plupart des organismes supérieurs possèdent des mécanismes de biodégradations qui permettent l'élimination des HAP, mais en contrepartie, la dégradation biologique produit parfois des métabolites plus toxiques que le composé d'origine. Par exemple, des adduits carcinogènes et mutagènes (les epoxydiols) sont produits lorsque le B[a]P est métabolisé. Ceux-ci réagissent avec l'ADN des cellules et peuvent ainsi causer des dommages multiples, de la tumeur aux malformations congénitales (Macdonald et Bewers, en prép.).

Milieu marin

Mathieu *et al.* (1995) ont détecté des complexes HAP-ADN dans le cerveau, le foie et les reins de bélugas de l'arctique canadien. Des adduits HAP-ADN, spécifiques au B[a]P, ont également été identifiés dans les bélugas du Saint-Laurent (Martineau *et al.*, 1994) mais ce type d'adduit était absent des bélugas de l'Arctique. Ces différences seraient causées par l'origine distincte des HAP retrouvés dans l'Arctique (origine naturelle) et dans le Saint-Laurent (partiellement d'origine industrielle). Les HAP se retrouvent également concentrés dans la bile chez les poissons et les mammifères et on l'utilise lors de certains échantillonnages (Muir, 1995). Les niveaux de HAP observés dans les régions reculées comme l'Arctique sont faibles, mais leur présence reste préoccupante à cause de leurs propriétés cancérigènes et mutagènes. Des dommages physiologiques peuvent survenir même lorsqu'ils sont présents en très petites quantités et il existe des indications que les HAP agiraient en synergie avec d'autres composés, mais les effets ne sont pas clairs. La situation est plus grave dans les Grands lacs et le Saint-Laurent où des effets ont été observés chez les poissons et les bélugas.

Milieu aquatique d'eau douce

Dans les milieux aquatiques, les HAP s'adsorbent sur la matière en suspension dans la colonne d'eau et se déposent éventuellement dans les sédiments. Un composé comme le B[a]P est rapidement dégradé dans l'atmosphère alors qu'il peut rester intact pendant plusieurs années dans les sédiments (Masclét *et al.*, 1992). Les sédiments représentent donc le compartiment de stockage des HAP dans l'environnement, mais un brassage est susceptible de les mobiliser de nouveau (ex. tempête, dragage, etc.) (Larsen, *et al.*, 1986).

Les organismes aquatiques accumulent les HAP à partir de l'eau, des sédiments et de la nourriture, jusqu'à des facteurs pouvant atteindre plusieurs centaines, voire plusieurs milliers de fois les concentrations du milieu. La vitesse d'élimination des HAP chez les invertébrés aquatiques est beaucoup plus faible que le taux d'adsorption (CNRC, 1983), ce qui explique la longue demi-vie de ces composés chez ce type d'organismes. Par ailleurs, chez les poissons, l'élimination est beaucoup plus rapide et il y a donc peu de bioamplification (Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Lockhart *et al.* (1987) ont trouvé des HAP dans le foie et le

muscle de lottes de différentes localités de l'Arctique, en niveaux très variables selon les individus (de non détecté à plus de 100 ng/g poids humide pour le naphthalène et le fluorène dans le foie). Les concentrations étaient toujours plus grandes dans le foie et cela semble indiquer l'importance de l'organe dans la biodégradation des HAP. Les composés les plus volatiles étaient également présents en plus grande quantité, comme cela a été observé dans les sédiments (Lockhart *et al.*, 1992). Les techniques d'analyse ont évolué depuis cette époque et les comparaisons avec des données plus récentes doivent être faites avec prudence. Néanmoins, les HAP volatiles semblent se retrouver en concentrations similaires, tant dans les poissons des milieux nordiques que dans les poissons des régions industrialisées. La question des sources demeure toutefois non résolue.

Milieu terrestre

En général, les plantes absorbent plus de HAP de l'atmosphère que du sol. Les plantes à grandes feuilles contiennent par conséquent, généralement plus de HAP que les plantes à feuilles étroites (Edwards, 1983, cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 1994). La surface extérieure des plantes et des fruits contiennent plus de HAP que les structures internes et les concentrations dépendent de la localisation. Après l'absorption, il y a peu de transfert ou de déplacement des HAP à l'intérieur des plantes.

La santé humaine

Principalement en raison du grand nombre de composés et du peu de renseignements disponibles sur chacun des HAP, l'évaluation des risques pour la santé est difficile. On s'en tient habituellement au petit nombre de HAP les mieux connus, soit les cinq composés suivants:

- le benzo[a]pyrène,
- le benzo[b]fluoranthène,
- le benzo[j]fluoranthène,
- le benzo[k]fluoranthène et
- l'indéno[1,2,3,cd]pyrène.

Sur la base du système de classification de la cancérogénicité élaboré dans le cadre de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, ces composés sont classés comme « probablement cancérogènes pour l'être humain » (groupe II) (DHM, 1994). Seuls les niveaux atmosphériques sont considérés dans l'étude de risque, puisque les niveaux dans l'eau potable sont négligeables, et ceux des aliments sont trop variables selon le type, la provenance et surtout le mode de cuisson (Environnement et Santé Canada, 1994). Il est de notoriété publique que les HAP sont un constituant important de la fumée du tabac mais nous ne discuterons pas de cet aspect ici.

Les méthodes d'évaluation du risque pour la santé de l'exposition aux HAP se basent sur des données d'inhalation chez divers animaux de laboratoires. Il existe plusieurs techniques

d'évaluation, que nous ne détaillerons pas ici, et elles donnent des résultats plus ou moins semblables. Par exemple, selon la méthode choisie, et sur la base d'effets éventuels sur la santé, il serait *hautement* ou *moyennement* prioritaire de prendre des mesures pour réduire l'exposition de la population vivant près d'alumineries utilisant encore les procédés les plus polluants. C'est effectivement à des stations situées à environ un kilomètre d'alumineries à Jonquière (moyenne: 1 687 ng/m³) et à Shawinigan (moyenne: 1 519 ng/m³), au Québec que les concentrations les plus élevées de HAP totaux dans l'air ambiant au Canada ont été mesurées (Ringuette *et al.*, 1993).

Environnement Canada et Santé Canada (1994) croient que les HAP pénètrent dans l'environnement canadien en quantité ou dans des conditions qui peuvent avoir des effets nocifs sur l'environnement, et que les composés les plus toxiques peuvent constituer un danger pour la santé humaine. Par ailleurs, on juge que les HAP ne constituent pas un danger pour l'environnement essentiel à la vie humaine. Avec une telle conclusion, les initiatives de réduction des émissions, quelles soient locales, régionales ou internationales, sont souhaitables.

RÉFÉRENCES

Barrie, L.A., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D. Muir, R. Shearer, B. Tracey et T. Bidleman. 1992. Arctic contaminants: Sources, occurrence and pathways. *Sci. Tot. Environ.* 122:1-74.

CNRC. 1983. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le milieu aquatique: formation, source, devenir et effets sur le iote. Comité associé du Conseil national de recherches sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, No. 18981, Ottawa, 209 pp.

Daisey, J.M., R.J. McCaffrey et R.A. Gallagher. 1981. Polycyclic aromatic hydrocarbons and total extractable particulate organic matter in the Arctic aerosol. *Atmos. Environ.*, 15:1353-1364.

DHM (Direction de l'hygiène du milieu). 1994. Détermination de la toxicité au sens de l'alinéa 11c) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Bureau des dangers des produits chimiques, Direction générale de la protection de la sante, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, 25 pp + annexes.

Environnement Canada et Santé Canada. 1994. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement - Liste des substances d'intérêt prioritaire: rapport d'évaluation - Hydrocarbures aromatiques polycycliques*. ISBN 0-662-99956-8, Ottawa, p69.

Lalonde, Girouard, Letendre et associés. 1993. Rejets de HAP à l'environnement au Canada, 1990. Rapport préparé pour Environnement Canada, région du Québec. ISBN 0-662-99952-5, Montréal. pagination multiple.

Larsen, P.F., D.F. Gadbois et A.C. Johnson. 1986. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Gulf of Maine Sediments: Distribution and Mode of Transport. *Mar. Environ. Res.*, 4: 231-244.

Lockhart, W.L., D.A. Metner, D.A.J. Murray et D.C.G. Muir. 1987. Hydrocarbons and complains about fish quality in the Mackenzie river, Northwest Territories, Canada. *Water Pollut. Res. J. Can.*, 22: 616-628.

Martineau, D., S. De Guise, M. Fournier, L. Shugart, C. Girard, A. Lagacé et P. Béland. 1994. Pathology and toxicology of beluga whales from the St. Lawrence estuary, Québec, Canada. Past, present and future. *Sci. Tot. Environ.* 154:201-???

Masclet, P., J.L. Jaffrezo, H. Wortham, S. Beyne et G. Mouvier. 1992. Long range transport of polycyclic aromatic hydrocarbons; Evaluation of background concentrations in Arctic regions (Greenland). In: P. Garrigues et M. Lamotte (eds), Polycyclic Aromatic Compounds - Synthesis, properties, analytical measurements, occurrence and biological effects.

Mathieu, A., J.F. Payne, L.L. Fancey et R. Santella. 1995. DNA adducts in beluga whales in Canadian waters. Presented at the First World Conference on Spontaneous Animal Tumors, Genoa, Italy, April 28-30, 1995.

Muir, D.C.G. 1995. Ecosystem Uptake and Effects (en préparation). Department of Fisheries and Oceans, Central and Arctic Region, Winnipeg.

Ringuette, S., A. Germain, C. Gonthier et F. Perron. 1993. Presence of PAHs in the Canadian Environment - An Overview - Supporting Document No. 2., Environment Canada, Québec Region, 35 pp + annexes

ONU-CEE. 1994. State of Knowledge Report of the UN ECE Task Force on Persistent Organic Pollutants - For the Economic Commission for Europe (ECE) Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Department of Indian Affairs and Northern Development Canada, Ottawa. 99p.

Poissant, L. et J.-F. Koprivnjak. 1996. Concentrations de quelques composés organiques semi-volatils dans l'air et la précipitation en milieu rural (Villeroy, Québec) et leur dynamique environnementale. Vecteur Environnement, vol. 29(1): 29-39.

Thomas, D.J., R.W Macdonald et A.B. Cornford. 1986. Geochemical mass-balance calculations for the coastal Beaufort Sea, N.W.T. Rapports et procès-verbaux des réunions du Conseil international pour l'exploration de la mer, 186: 165-184.

Toom, D., L. Barrie, P. Fellin, D. Dougherty, D.C.G. Muir, B. Grift, L. Lockhart et B. Billick. 1994. Air monitoring at Alert in the High Arctic: Results of One Year of Monitoring of Organochlorine Compounds and PAH. In Measurement of Toxic and Related Air Pollutants: Proceedings of the 1994 U.S. EPA/A&WMA International Symposium. p1017-1025.

ANNEXE III:

FICHES TECHNIQUES DES PRINCIPALES SUBSTANCES

ORGANIKES RÉMANENTES DISCUTÉES DANS LE CADRE DU

PROTOCOLE DE ONU-CEE (TADPA)

FACT SHEETS ON INDIVIDUAL POPS

April 23, 1996

<u>Substance</u>	<u>Page</u>
Aldrin	1
Chlordane	1
DDT (DDE & DDD)	2
Dieldrin	3
Endosulfan	8
Endrin	3
Heptachlor/Heptachlor Epoxide	4
Hexabromobiphenyl	9
Hexachlorobenzene	24
Hexachlorocyclohexane	6
Mirex, dechlorane	10
Pentachlorophenol	7
PCBs	11
PCDDs & PCDFs	18
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons	27
Quintozone	8
Short-Chain Chlorinated Paraffins	14
Toxaphene	4

Active Ingredient Pesticides No Longer Registered for Use in Canada

Substance: Aldrin

Synopsis:

Aldrin has been manufactured commercially since 1950, and used extensively throughout the world up to the early 1970s as an agricultural insecticide for the control of many soil pests and in the treatment of seed. Since the early 1970s, aldrin has been severely restricted or banned in a number of countries.

Management In UN ECE Countries

Canada

In Canada, most agricultural uses for aldrin and dieldrin were phased out in the mid-1970s, restricting products to the use of licensed structural pest control operators for termite control. In 1990, all product registrations were discontinued.

Substance: Chlordane

Synopsis:

Chlordane has been used for more than 35 years as a broad-spectrum contact insecticide mainly on non-agricultural crops and/or ornamentals. In the past, chlordane was applied directly to soil or foliage to control a variety of insect pests.

Management In UN ECE Countries

Canada

In Canada, agriculture uses were restricted in 1970 and 1977. All uses except termite control were suspended in 1985 and the product was discontinued in 1990.

Other ECE Countries

Vesicol Corporation (U.S.) was, and probably still is, the only producer of chlordane (and heptachlor) in the world. The United States continues to produce chlordane for export purposes. Within the UN ECE, chlordane is reported to be used in Ireland to control earthworms in turf.

Substance: DDT (DDE & DDD)

Synopsis:

DDT has been used extensively throughout the world for public health (malaria control) and agricultural programs because of its efficiency as a broad-spectrum insecticide and its low cost to manufacture.

Management In UN ECE Countries

Canada

Most uses of DDT were restricted in Canada in the 1970s with all registrations discontinued in 1985 (only 2 products still registered at that time).

DDT microcontamination of dicofol is <0.1% (<1000 ppm) in the technical active ingredient (acceptable level in the U.S. and confirmed and adopted by Canada in the early 1990s). Dicofol use in Canada is very restricted. 95% of the use is to control mites on apples; bulk of the remaining 5% is to control mites on pears and strawberries. On apples, dicofol is important from the resistance management standpoint. It is a key element in the pesticide rotation strategy. Loss of dicofol would impact Canadian apple growers. There is one source of the product in Canada.

Other ECE Countries

The only remaining producer of DDT in Western Europe is EniChem Synthesis, with a **6000 t/yr** plant at Pieve-Vergonte, Italy. Although Western European consumption of DDT as such has decreased to nil, there is still some production for exports to other regions, primarily for use in dicofol (an insecticide) production.

DDT is still used (in combination with other active ingredients) in Romania.

Substance: Dieldrin

Synopsis:

Dieldrin has been manufactured commercially since 1950, and used extensively throughout the world up to the early 1970s as an agricultural insecticide for the control of many soil pests and in the treatment of seed. It has also been used in public health for the control of tsetse flies and other vectors of debilitating tropical diseases. Since the early 1970s, dieldrin has been severely restricted or banned in a number of countries.

Management In UN ECE Countries

Canada

In Canada, most agricultural uses for dieldrin were phased out in the mid-1970s, restricting products to the use of licensed structural pest control operators for termite control. In 1990, all product registrations were discontinued.

Substance: Endrin

Synopsis:

Endrin is an organochlorine insecticide which has been used since the 1950s against a wide range of agricultural pests, mostly on cotton but also on rice, sugar-cane, corn, and other crops. It is also used as a rodenticide and as an avicide. Its use has been banned in many countries and severely restricted in others.

Management In UN ECE Countries

Canada

In Canada, most uses were phased out by 1971, and in 1990 endrin registration was discontinued.

Other ECE Countries

Within the UN ECE, endrin is still used in Yugoslavia as a rodenticide for control of moles.

Substance: Heptachlor/Heptachlor Epoxide

Synopsis:

Heptachlor is an organochlorine pesticide which has been used for more than 30 years as a stomach and contact insecticide, mainly in the control of termites and soil insects. In many countries its use is restricted to underground termite control, as approved uses have been gradually withdrawn.

Management In UN ECE Countries

Canada

In Canada, heptachlor use was discontinued in 1985, with most food uses phased out in 1970, and additional uses discontinued in 1976. The only use between 1976 and 1985 was for narcissus bulbs.

Other ECE Countries

Vesicol Corporation was and probably still is the only producer of heptachlor in the world. The United States continues to produce heptachlor for export purposes.

Substance: Toxaphene

Synopsis:

Toxaphene is a mixture of more than 179 components produced by the chlorination of camphene. Commercially available since 1948, toxaphene was the most heavily used pesticide in the U.S. during the 1960s and 70s, prior to its ban in 1983. It has been used extensively as a pesticide on cotton as well as other crops.

Management In UN ECE Countries

Canada

Toxaphene was severely restricted for use as a pesticide in Canada in 1972 and has not been registered since 1982.

Possible UN ECE POPs Protocol Obligations:

Aldrin

Endrin

Chlordane

Heptachlor

DDT

Toxaphene

Dieldrin

1. Eliminate all production, consumption and use of the above active ingredient pesticides (Para 1, Annex A).
2. Restrict concentrations of DDT contained in the pesticide Dicofol (Para 3, Annex C)

If it is determined that DDT contained as microcontaminant in the pesticide Dicofol represents a significant source of DDT released to the environment, Dicofol should be listed in the annex dealing with allowable concentrations [or total annual releases] of contaminants contained in products.

Pesticides Currently Registered for Use In Canada

Substance: Hexachlorocyclohexane (α -, β -, & γ -(lindane))

Synopsis:

γ -Hexachlorocyclohexane, the main component of lindane, is a wide spectrum pesticide that was first registered in 1938. It is still used as a seed treatment on a variety of crops, for insecticidal applications on forests and to control lice and scabbies in livestock and humans.

Management In UN ECE Countries

Canada

Lindane is still registered for use in Canada. The 1990 domestic sales of lindane have been estimated to be between **250** and **300 t**. Technical hexachlorocyclohexane (HCH), a mixture containing varying proportions of α -, β - and γ - isomers, has been banned in North America but still may be used in other countries. The γ -isomer is the only HCH isomer which exhibits any significant insecticidal activity even though all stable isomers of are considered to have similar toxic properties.

There is no alternative seed dressing insecticide available at present. The problem has been compounded by the fact that the use of granular carbofuran has been discontinued leaving farmers with no other options.

Other ECE Countries

Within the UN ECE, lindane is still used in at least 20 European nations and the United States.

Possible UN ECE POPs Protocol Obligations:

1. Hexachlorocyclohexane restrictions limiting its use to the γ -isomer only (Para 2, Annex B).
2. Other actions could include a ban on aerial spraying of γ -HCH or other use restrictions (mandatory or voluntary) (Para 2, Annex B).

Substance: Pentachlorophenol

Synopsis:

Pentachlorophenol (PCP) is consumed in high quantities as a heavy duty wood preservative at industrial treating facilities for the treatment of railway ties, utility poles, piling and outdoor construction materials (excluding those that come in contact with drinking water or are used in residential housing, food/feed storage/production, animal housing or playground equipment).

Formerly, PCP had a broad use pattern in several agricultural and non-agricultural pesticide applications; as a preservative in paints, leather, textiles, inks, and pulp and paper; as a termiticide; and as an anti-bacterial agent in disinfectants and cleaning products.

Management In UN ECE Countries

Canada

In Canada, PCP is restricted to heavy duty wood preservation use. It is estimated that domestic PCP consumption has remained near **1500 t/yr** for the past two decades. PCP accounted for approximately **11 %** of the estimated **2 million m³** of treated wood production in Canada in 1992. PCP is not manufactured in Canada.

Other ECE Countries

Pentachlorophenol was reviewed in 1992 by the British Advisory Committee of Pesticides (ACP). The Committee recommended that provisional approval for products containing PCP its salts and esters be continued for industrial wood preservation and for professional remedial use in certain circumstances. Several other Western European countries have banned or severely restricted the use of PCP.

Possible UN ECE POPs Protocol Obligations:

1. Restrict PCP to heavy duty wood preservation use only (Para 2, Annex B).

Substance: Endosulfan

Synopsis:

Endosulfan is an organochlorine pesticide first introduced in the 1950s as a contact and stomach poison that has been used in countries throughout the world to control pests on fruits and vegetables, teas, and on non-food crops such as tobacco and cotton.

Management In UN ECE Countries

Canada

Endosulfan is registered for use in Canada as a miticide and insecticide to control various agricultural pests and specific home and garden pests. It is applied as a foliar insecticide on cash crops in orchards and other crops.

Possible UN ECE POPs Protocol Obligations:

1. Voluntary actions (para ?, Annex ?)
-

Substance: Quintozene (pentachloronitrobenzene)

Synopsis:

Quintozene (pentachloronitrobenzene) is used as an intermediate, herbicide, fungicide for soil and seed treatment, and as a slime inhibitor in industrial waters.

Management In UN ECE Countries

Canada

In Canada, Quintozene is registered for use as a soil treatment pesticide.

U.S.A.

Restricted in 1982. Registration of all quintozene-containing products to meet the condition that hexachlorobenzene levels in technical products to 0.1% or less (Canada has adopted the same standard).

Other ECE Countries

Amendment to EEC Directive 79/117 - Prohibition of quintozene containing greater than defined levels of hexachlorobenzene and pentachlorobenzene.

Possible UN ECE POPs Protocol Obligations:

1. Voluntary actions (para ?, Annex ?)

Industrial Chemicals

Substance: Hexabromobiphenyl

Synopsis:

Hexabromobiphenyl (HBB) is an additive type flame retardant, and when blended with polymeric material, provides flame retardant action. The most commercially significant use of HBB in the USA was its incorporation into acrylonitrile-butadiene-styrene (ABS) plastics (10%), used mainly in small appliance and automotive applications, coatings, lacquers, and polyurethane foam. In 1974 the sole producer of hexabromobiphenyl in the U.S. ceased production. Octabromobiphenyl and decabromobiphenyl were produced in the USA until 1979. Germany produced a mixture of highly brominated PBBs called Bromkal 80-9D until mid-1985. Technical grade decabromobiphenyl is currently produced in France. This is believed to be the only current production of PBBs.

Management In UN ECE Countries

Canada

Polybrominated Biphenyl Regulations (1979) - Prohibiting the manufacture, use, processing, offering for sale, sale or import of polybrominated biphenyls (including hexabromobiphenyl).

U.S.

All use of hexabromobiphenyl were discontinued in 1974. EPA has since required notification of any manufacture or importation of HBB, to control that there are no significant sources of HBB and to investigate any resumption of production.

Possible UN ECE POPs Protocol Obligations:

1. Eliminate all production, consumption and use of hexabromobiphenyl (Para 1, Annex A).

Substance: Mirex; dechlorane (dodecachloropentacyclodecane)

Synopsis:

Mirex has been used as a flame-retardant, antioxidant and an antifouling additive in paints. It has also been used as a stomach insecticide, mainly formulated into baits, for the control of ants, especially fire ants and harvester ants.

The same chemical substance was also used, under the name Dechlorane, as a fire retardant in plastics, rubbers, paints, etc. Between 1959 and 1975 **400 t** of mirex and **1,500 t** of dechlorane were produced, of which 75% was used in the U.S. for non-agricultural uses. Patents for mirex and dechlorane were also registered in Western Europe.

Management In UN ECE Countries

Canada

Mirex Regulations (1978) - Prohibiting the manufacture, use, processing, offering for sale or import of dodecachloropentacyclodecane (mirex).

Mirex has never been registered for use as a pesticide in Canada.

U.S.

The sale, distribution, and use of Mirex (with the exception of Harvester Bait 300, which is subject to restrictions) is prohibited in the U.S.A.

Possible UN ECE POPs Protocol Obligations:

1. Eliminate all production, consumption and use of mirex as an active ingredient pesticide and as an industrial chemical (Para 1, Annex A).

The literature indicates the U.S. may be the only country to have used mirex for pest control (banned in 1978).

Substance: Polychlorinated Biphenyls

Synopsis:

Polychlorinated biphenyls (PCBs) are mixtures of aromatic chemicals with between 1 and 10 substituted chlorine atoms. There are about 130 congeners that are likely to occur in commercial products. PCBs were widely used industrial chemicals due to their high stability and fire resistant properties. There are no new domestic uses for PCBs, however, they are still present in old insulating fluid in transformers and capacitors. PCBs were formerly used in the U.S.A. and elsewhere as hydraulic fluids, plasticizers, adhesives, fire retardants, wax extenders, dedusting agents, pesticide extenders, inks, lubricants, cutting oils, in heat transfer systems, and carbonless reproducing paper. Although PCBs are no longer believed to be manufactured, the total cumulative world production of PCBs is estimated to be in excess of **1.2 million tonnes**.

Sources of PCB Releases to the Environment

PCB emissions may result from open and closed applications. In addition, PCBs can be formed by processes where chlorine and elevated temperatures occur. Waste incineration, coal combustion, and primary steel production are examples of processes where PCBs can be formed. In Table 1 a number of these sources and their relative contribution to PCB emissions are compared amongst UN ECE regions.

For the European PCB Inventory for OSPARCOM/HELCOM reporting the major sources to the atmosphere are summarized as:

- Direct emissions from open applications
- Spills from leaks in transformers and capacitors
- Waste incineration
- Coal combustion
- Metal industries
- Landfills

PCBs can also be re-emitted from surface water or soils.

Table 1. Comparison of the Relative Contribution of Sources of PCBs Identified in Some UN ECE Countries (kg/yr)

<i>Source/Region</i>	<i>Canada</i>	<i>USA</i>	<i>W. Europe</i>
<i>Leaks electrical equipment</i>		*	
Transformers			8330
Large capacitors			87200
Small capacitors			20600
<i>Waste Incineration</i>			
Municipal Waste	0.6	73	130
Medical Waste		35	
Hazardous Waste	77	16	
Sewage Sludge		5	
<i>Stationary Combustion</i>			
Large combustion plants		*	3780
Small appliances			1200
Primary Iron & Steel			1300
<i>Re-emission</i>		*	
From water			17100
From soil			3850
Total (kilograms 1990)	175	128	143490

* These categories were identified as potential sources of PCB emissions for which sufficient data were not available to develop national emissions estimates.

Management In UN ECE Countries

Canada

In Canada, PCBs are regulated under a series of regulations promulgated under the Canadian Environmental Protection Act (CEPA). The Chlorobiphenyl Regulations, first issued in 1977, prohibit the manufacture, sale and import of PCBs for any use (importation of PCBs for destruction is allowed), restrict the allowable use of PCBs in products, set a regulatory concentration limit of 50 ppm, and specify the concentration and amount of PCBs that can be legally released to the environment.

Federal storage regulations impose storage requirements for PCBs, and apply to all PCB owners. The Transportation of Dangerous Goods Act places requirements on PCB transportation, including packaging specifications, manifesting, and training and safety. Some provinces also have additional regulatory requirements for transporting PCBs.

Canada conducts an annual nationwide PCB inventory. There is a joint federal-provincial responsibility in Canada to compile PCB inventory data. In general, Environment Canada tracks in-use PCBs and the provinces track PCB wastes in storage.

U.S.

- Banned in pesticide formulations in 1970.
- Banned in 1979 except in totally enclosed systems.
- Since 1982, restricted to use only in electrical equipment.

Possible UN ECE POPs Protocol Obligations:

1. Eliminate all production, consumption and use of PCBs which result in, or potentially result in, releases to the environment (Para 1, Annex A).
or
2. Use restrictions which would eliminate all production, consumption and new uses of PCBs and would restrict current use PCBs to closed systems. (Para 2, Annex B).
3. [a] An overall percentage emission reduction target for PCBs formed as byproduct from major sources.
[b] Application of national or international emission standards on major sources where PCBs are formed as a byproduct, based on best available technology that is economically achievable.
[c] Emission limit values for major new [existing] source categories.
(Para 5, Annex E)
4. Voluntary actions to phase out all current uses of PCBs (Para ?, Annex?)

Substance: Short-Chain Chlorinated Paraffins

Synopsis:

Chlorinated paraffins are chlorinated derivatives of n-alkanes, having carbon chain lengths ranging from 10 to 38, and a chlorine content from about 30 to 70% (by weight). Commercial products (over 2000) are a complex mixture varying in distribution, type, chain length, and chlorine content. Chlorinated paraffins (intermediate and long chain lengths) are produced at one plant in Canada. All short-chain chlorinated paraffins consumed in Canada are imported. The product is shipped to Canada primarily by manufacturers and is then distributed to formulators, metal working users and specialty chemical and rubber industries. Some formulated product is also shipped to Canadian destinations by U.S. formulators. Short-chain chlorinated paraffins (C₁₀ - C₁₃) are used primarily as extreme-pressure additives in lubricating oils used in the metal working industry. Metal working includes applications of both straight (oil-based) and soluble (water soluble) cutting oils. Short-chain chlorinated paraffins is also used in contact cement, as a metal conditioner, as a flame retardant, in sealant, in vinyl coatings and in heavy-duty rubber products.

A report published in 1993 by the U.S. EPA RM2 Work Group on chlorinated paraffins and olefins concluded that virtually all ecologically significant releases of short-chain chlorinated paraffins are from metalworking operations discharging to water -- and that all of those releases are contained in the water fraction of water soluble cutting fluids discharged. Less than one percent of chlorinated paraffins in this study were found to be released to air.

Use Patterns in Canada

The major uses for short-chain chlorinated paraffins are showing in Table 1.

Metal Working

Metal working lubricants are commonly referred to as "cutting oils". Cutting oils can be used in both ferrous and non-ferrous applications to reduce friction at the points of contact between the cutting edges or other parts of machine tools and the pieces that are being worked on, thus extending the life of the tool.

Depending upon the nature of the Short-chain chlorinated paraffins, and the base and the additives that are used, cutting oils fall into two broad categories - Straight (i.e., oil-based) and Soluble (i.e., water soluble).

In Canada, the soluble short-chain chlorinated paraffins metal working lubricants accounts for a much higher share (78%) of the cutting oil market. Because water

is a better heat transfer medium than oil, water-based lubricants are preferred for metal working operations where a great deal of heat is generated. As well, oil-based cutting oils require some form of degreasing agent to be removed from the final product, whereas a water soluble cutting oil can be removed with a water wash.

Applications for straight cutting oils have been and are expected to continue to decline in volume (see chart). Substitution away from water-based cutting oils is more difficult because most substitutes to date have been higher chain chlorinated paraffins which are difficult to dissolve in water. However, some substitutes do exist in this applications.

Table 1. Short-chain Chlorinated Paraffins - Use Patterns

<i>SOURCE</i>	<i>1994 USAGE</i> (tonnes)	<i>%</i>
Metal Working Fluids	69.9	
Soluble (water-soluble)	288.5	53.6
Straight (oil-based)	87.7	16.3
Other	30.1	
Contact Cement	2.1	0.4
Flame Retardants	20.5	3.8
Metal Conditioners	4.5	0.8
Sealants	42.8	7.9
Vinyl Coatings	27.4	5.1
Rubber	63.5	11.8
Other/Unspecified	1.5	0.3
TOTAL	538.5	100.0

Other

Short-chain chlorinated paraffins are also used as additives in the manufacture of various products. These include specialized plastics, sealants, vinyl coatings (e.g., wall paper & vinyl upholstery), contact cement, metal conditioners and heavy duty rubber products.

The demand for short-chain chlorinated paraffins in these applications is not expected to grow. Work continues to find substitutes for short-chain chlorinated

paraffins in these products. However, manufacturers of these specialty products believe they will be able to prove there is no measurable release of short-chain chlorinated paraffins during the manufacture, use and disposal.

Management In UN ECE Countries

Canada

Short-chain chlorinated paraffins have been declared "toxic" under CEPA Section 11(c) as constituting a danger to human health (Note: Environment Canada is presently evaluating chlorinated paraffins (all lengths) under 11(a) of CEPA). Short-chain chlorinated paraffins will be assessed under Track I of the Federal Toxic Substances Management Policy and therefore, could be targeted for virtual elimination from the environment.

The Strategic Options Process (SOP) - Issue Table on short-chain chlorinated paraffins has started. Progress on the development of management options has been delayed pending a decision on whether medium and long-chain chlorinated paraffins will be declared toxic under CEPA Subsection 11(a).

U.S.

According to EPA representatives no additional EPA activity is currently taking place with respect to chlorinated paraffins. At present, short-chain chlorinated paraffins (and chlorinated a-olefins) are listed in the Toxic Release Inventory (TRI). Hence, their use must be reported. Industry participants have indicated that this move alone has encouraged the industry to seek alternatives.

Europe

In June 1995, the Oslo and Paris Conventions for the Prevention of Marine Pollution adopted the PARCOM Decision 95/1 on the phasing out of the use of short-chain chlorinated paraffins. The Decision applies to the following use categories for short-chained chlorinated paraffins:

- a. use as plasticizer in paints and coatings;
- b. use as plasticizer in sealants;
- c. use in metal working fluids;
- d. use as flame retardant in rubber, plastics and textiles.

All uses (a-d) of short-chain chlorinated paraffins to be phased out by 31 December 1999. Except for conveyor belts (d) for the exclusive use in underground mining (phased out by 31 December 2004).

In June 1995 the European chlorinated paraffins producers reached a voluntary agreement on the phasing out of short-chain chlorinated paraffins lubricants for the metalworking industry. Under the agreement, the producers will aim for an 80 percent reduction by January, 1997, with a total phase-out by 2000.

Possible UN ECE POPs Protocol Obligations:

1. Eliminate all production, consumption and use of SCCPs which result in, or potentially result in, releases to the environment (Para 1, Annex A).
or
2. Use restrictions which would eliminate all dispersive uses of SCCPs. (Para 2, Annex B).
or
3. Percent reduction on overall SCCP use (Para2, Annex B1).
and/or
4. Voluntary actions to reduce/phase-out SCCP use/production (Para ?, Annex?).

By-products and Contaminants

Substance: Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans

Synopsis:

Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) are two series of tricyclic aromatic compounds with similar chemical and physical properties. The number of chlorine atoms can vary between 1 and 8. The number of chlorine atoms and their position in the molecule determine the physical and chemical properties. The most hazardous dioxins and furans have chlorine atoms in the 2,3,7 and 8 positions of the molecule. There are 75 PCDD congeners and 135 PCDF congeners.

PCDDs and PCDFs are not intentionally produced and have no commercial use. However, they do occur as impurities resulting from the production of other chemicals. They are also produced from combustion processes when chlorine is present or when chlorine or chlorine compounds are used for bleaching, as in the pulp and paper industry.

Major Sources of PCDD/F Emissions

Due to the complicated reaction mechanisms involved in the formation of PCDD/Fs it is difficult, if not impossible, to predict their emission rates. Even comparable installations may have a wide range of specific emissions. The present knowledge of dioxin emissions cannot be more than order-of-magnitude estimates, irrespective of whether measured data were available or not. The relative contributions of various source categories are presented in Chart 1 to illustrate significant sectors for PCDD/F emissions in Canada. For the information presented in this chart, measured data have been used for specific installations where ever available. For emissions where direct measurements were not available, inventories are based on source to source extrapolations. Thus, the source contributions presented in this chart should be regarded as estimates only for the purpose of illustrating some of the potentially important dioxin sources.

In the spring of 1995 a Federal/Provincial Task Force on Dioxins and Furans was established to identify and characterize sources of PCDD/Fs in Canada and prepare an action plan to reduce/eliminate emissions if required. The Task Force is currently in the process of compiling a national inventory for PCDD/Fs.

PCDD/Fs are expressed as TEQ = Toxic Equivalent. This is the sum of the products of toxic equivalence factors relative to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-b-dioxin (considered to have the highest toxicity) for all 210 congeners.

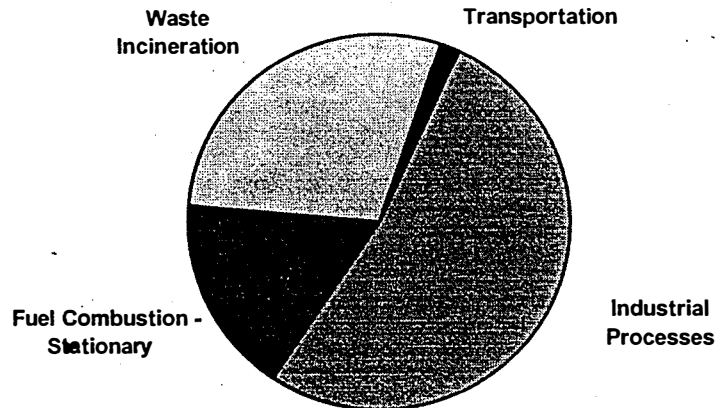


Chart 1. CANADIAN SOURCES OF PCDD/F EMISSIONS

Table 1. Comparison of the Relative Contribution of Sources of PCCD/Fs Identified in Some UN ECE Countries (%)

<i>Source/Region</i>	<i>Canada</i>	<i>USA</i>	<i>Netherlands</i>	<i>W. Europe</i>
Waste Incineration	30 - 50	75 - 85	80 - 85	40 - 60
Municipal Waste	15 - 25	25	75 - 80	
Medical Waste	<5	50 - 55	>1	
Hazardous Waste	<5	<1	<5	
Sewage Sludge	<5	<1	<1	
Cement Kilns	5 - 10	<5		
Wood Combustion	10	<5	<5	
Secondary Copper Smelting	10 - 40	<5	<1	
Coal Combustion	<5	<5	<1	
Iron & Steel (Sintering)	5	<5	5	
Transportation	<<5	<1	1 - 2	
Chemical Processes	-	-	-	
Pesticide Contamination	-	-	5	
Total (grams TEQ)	200 - 500	1200 - 12000	400 - 600	5000 - 15000

Waste Incineration

Waste incinerators are usually classified according to the type of waste being incinerated. The main types of waste incinerated in Canada are:

- Municipal Solid Waste
- Medical Waste
- Hazardous Waste

- Sewage Sludge

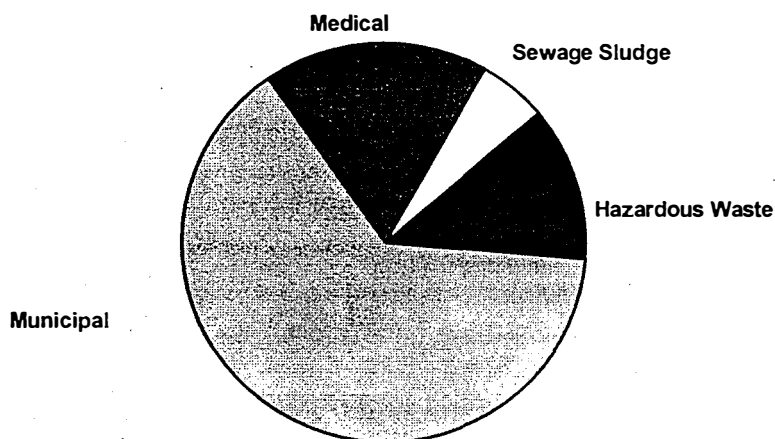


Chart 2. PCDD/F FROM CANADIAN WASTE INCINERATORS

The CCME has published the following guidelines containing incineration emission limits:

- | | |
|--------------------------------|------|
| • Municipal Waste Incineration | 1989 |
| • Used Oil Management | 1989 |
| • PCB Destruction (Thermal) | 1990 |
| • Biomedical Waste | 1992 |

The levels set in these guidelines were based on best available incineration technology, resulting in a guideline of 0.5 ng/m³ TEQ for dioxins and furans.

The CCME Hazardous Waste Task Group has proposed adopting as guidelines the new Ontario Waste Management Control (OWMC) emission levels of 0.1 ng/m³ TEQ for PCDD/Fs on new incinerators for 1996. Furthermore, they have proposed that these levels should decline to 0.05 ng/m³ by the year 2000.

The CCME has formed a technical working group to examine the existing data on hospital waste incinerator emission levels and to recommend a course of action to the Hazardous Waste Task Group for biomedical waste incinerator guidelines.

Industrial Sources

The primary sources of PCDD/F emissions which have been identified from industrial processes are:

- Sintering processes
- Cement Kilns

- Secondary Copper Smelting and Refining

PCDD/Fs have been identified as one of the substances to be addressed under the Strategic Options Process (SOP) for the Steel Sector. Technical options related to PCDD/F emissions are expected to be recommended later this year.

The CCME has proposed a guideline for PCDD/F emission levels from cement kilns of 0.5 ng/m³ TEQ.

No actions have been proposed as yet for secondary copper smelters, however, under the 1994 Canada - Ontario Agreement (COA) Respecting the Great Lakes Ecosystem, PCDD/Fs are subject to a 90% reduction by the year 2000.

Combustion - Stationary Sources

Stationary combustion sources include coal combustion, primarily from thermal power plants, and wood combustion, which includes both industrial and residential burning.

The SOP Issue Table for the Power Sector has begun and will be investigating the extent to which PCDD/Fs are formed from thermal power generation.

Transportation Sources

Factors which seem to affect the total POPs emissions are as follows:

- average age of vehicle
- meteorological conditions
- fuel and lubricant composition, and
- actual condition of the vehicle

It has been generally accepted that the use of catalytic converters and unleaded fuel lowers the emissions of PCDD/Fs.

Chemical Production Processes

For production processes in the chemical industry, the following processes are of importance with respect to the formation of dioxins, arranged according to their significance as a possible source.

- Application of chlorobenzenes, and production and application of chlorophenol and chlorobenzene derivatives
- Production of aliphatic chlorine compounds
- Various chemical processes, e.g. the regeneration of catalyst residue.

Organic chlorine compounds can be applied as end products, but are often used as intermediate products for chemical processes or as solvents in these processes. Part of these dioxins remain in the end products, but the larger part will end up in solid or liquid waste and/or sludge. Only a small part of the formed dioxins is emitted into the air or to water during these processes.

Products Containing PCDD/Fs

A wide variety of commercial chemicals contain dioxins and furans. None of these is currently manufactured in Canada, and the use of chemicals containing these contaminants has decreased considerably over the last ten years, a trend that is expected to continue. Pentachlorophenol and 2,4-D are the primary dioxin-containing chemicals still sold in Canada. PCBs are the most significant potential source of furans.

Management In UN ECE Countries

Canada

PCDDs and PCDFs have been declared "toxic" under CEPA and will likely qualify under Track I of the Federal Toxic Substances Management Policy. It will therefore be targeted for virtual elimination from the environment.

Table 2. Current and Proposed Activities for PCDD/F Sources

<i>Source</i>	<i>Activities</i>	<i>Standard/Reductions</i>
Municipal Waste	CCME Guide Lines	current: 0.5 ng/m ³
Hazardous Waste		prop'd: 0.1/0.05 ng/m ³ 1996/2000
Medical Waste	CCME Guide Lines	current: 0.5 ng/m ³
Sewage Sludge		prop'd: Technical Working Group
Cement Kilns Burning Waste	CCME Guide Lines	prop'd 0.5 ng/m ³ exist, 0.1 ng/m ³ new
Cement Kilns		
Wood Combustion		
Secondary Copper Smelting		
Coal Combustion	SOP: Electric Power	
Iron & Steel (Sintering)	SOP: Steel	
Steel Plants	SOP: Steel	
Transportation		
Chemical Processes		
Pesticide Contamination	PCPA	Max. Allow. Conc. in Pentachlorophenol - "none detectable" - D.L. 0.001 ppm

Possible UN ECE POPs Protocol Obligations:

1. Product restrictions for substances which contain PCDD/Fs as contaminants (Para 3, Annex C).

2.
 - [a] An overall percentage emission reduction target for PCDD/Fs formed as byproducts from industrial/chemical processes and combustion sources.
 - [b] Application of national or international emission standards on major sources where PCDD/Fs are formed as a byproduct, based on best available technology that is economically achievable.
 - [c] Emission limit values for major new [existing] source categories.
- (Para 5, Annex E)

Substance: Hexachlorobenzene

Synopsis:

Hexachlorobenzene (HCB) was introduced in 1940 as a seed dressing for several crops to prevent fungal disease. Domestic use as a fungicide was discontinued in 1972. In industry HCB has been used directly in the manufacture of pyrotechnics, tracer bullets and as a fluxing agent in the manufacture of aluminum. HCB has also been used as a wood preservative, a porosity control agent in the manufacture of graphite anodes and as a peptizing agent in the production of nitroso and styrene rubber for tires. Although HCB production and use has ceased in most countries, it is still being generated inadvertently as a byproduct and/or impurity in many chemical processes and as a combustion byproduct where chlorine is present.

Major Sources of HCB Emissions

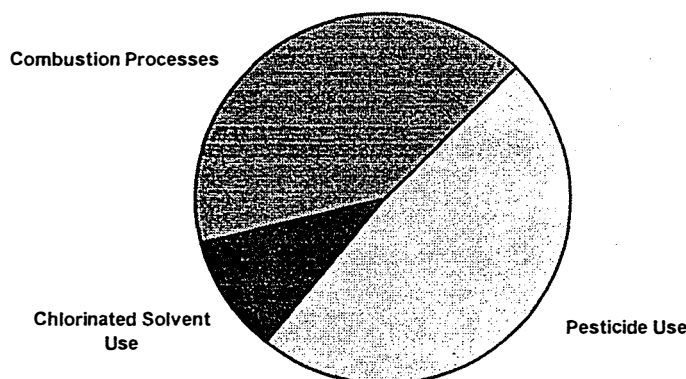


Chart 1. HCB EMISSION SOURCES IN CANADA

Pesticides

HCB is a contaminant present in several organochlorine pesticides. According to the 1993 PSL Assessment Report - Hexachlorobenzene, seven widely used pesticides registered in Canada contained HCB impurities. HCB contaminant levels in these pesticides range from 0.0001 to 0.3 % by weight. Total 1990 sales for these seven pesticides were 3,000 tonnes.

Chlorinated Solvents

HCB can be formed as a reaction byproduct in the manufacture of chlorinated solvents, including carbon tetrachloride and tri- and tetrachloroethylene. HCB can also be found as a contaminant in the final product.

Production of all chlorinated solvents has ceased in Canada and therefore, release into the environment occurs only through their application.

In Canada, these chlorinated solvents are used mainly for the production of fluorocarbons, metal cleaning and dry cleaning. In the *1990 Hexachlorobenzene PSL Assessment Report* an upper limit concentration of 5 mg/L (0.5 % by weight) was used to calculate the maximum quantity of HCB contained in chlorinated solvents in Canada. Total sales of chlorinated solvents in Canada for 1994 were 15 tonnes.

Combustion

HCB is formed as a byproduct from combustion/pyrolysis processes where chlorine is present, for the same sources where PCDD/Fs are formed. The main sources of HCB from these processes are described in the profile on PCDD/Fs above.

Management In UN ECE Countries

Canada

Hexachlorobenzene has been declared "toxic" under CEPA and will likely qualify under Track I of the Federal Toxic Substances Management Policy. It will therefore be targeted for virtual elimination from the environment. A determination of "no measurable release" will be determined shortly.

The Strategic Options Process - Issue Table on Hexachlorobenzene has begun and is currently in the process of compiling an up-to-date inventory and characterization of sources of HCB in Canada.

Other ECE Countries

Within the UN ECE, Western Europe still produces HCB and one country is reported to still use HCB as a seed treatment.

Possible UN ECE POPs Protocol Obligations:

1. Ban on all use, consumption and production of hexachlorobenzene as an active ingredient pesticide and industrial chemical within a specified period of time (Para 1, Annex A).
2. Product restrictions for substances which contain HCB as contaminants (Para 3, Annex C).
3. [a] An overall percentage emission reduction target for HCB formed as byproduct from major sources.

[b] Application of national or international emission standards on major sources where HCB is formed as a byproduct, based on best available technology that is economically achievable.

[c] Emission limit values for major new [existing] source categories.
(Para 5, Annex E)

Substance: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons

Synopsis:

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are organic substances grouped into at least two aromatic ring structures. They are present in the environment as complex mixtures that are difficult to characterize and measure. PAHs are largely produced, naturally or through human activity, by the combustion or pyrolysis of organic matter. PAHs are released to the atmosphere when burning some raw and refined fuels (including transportation, industrial, domestic or natural combustion such as forest fires). In addition, creosote, a complex mixture of compounds distilled from coal tar and used as a wood preservative, contains several PAHs accounting for two-thirds of the mixture which may be released into the soil, water and atmosphere during the lifecycle of the product.

Major Domestic Anthropogenic Sources

An inventory of PAH sources and their releases was conducted for the PSL assessment of PAHs (Government of Canada (1994). *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: PSL Assessment Report*). Inventory results were obtained using reference data and statistics from 1990, and from emission factors based on sampling results or from a review of the available scientific literature. For the purposes of this report only the direct anthropogenic releases to the atmosphere are presented here.

It is important to note that the number of chemical substances analysed varied from one source to another (from 1 to 30 PAHs) according to the objectives of the authors of the various studies, thus rendering somewhat uncertain the notion, "total PAHs". A standard for total PAH reporting needs to be developed and the emission inventories should be adjusted accordingly to provide a consistent method of comparing releases from different sources.

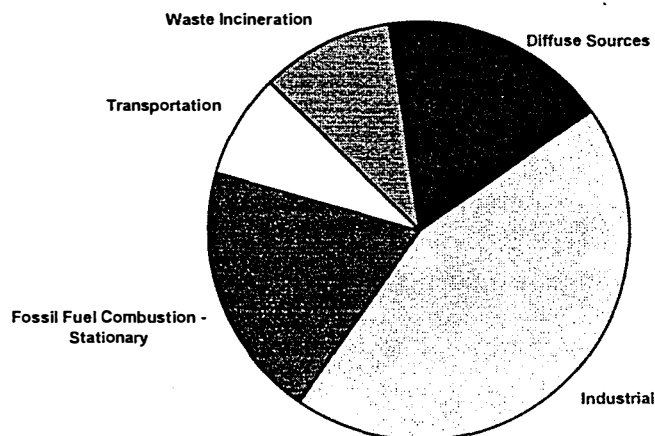


Chart 1. CANADIAN ANTHROPOGENIC PAH EMISSIONS TO THE ATMOSPHERE

Table 1. 1990 PAH Inventory for Canada

<i>Source</i>	<i>Total (tonnes/yr)</i>	<i>% of Total</i>
Industrial Sources		
Aluminum Smelters	925	37
Metallurgical Coke Production	129 ¹	5
Iron & Steel	20	1
Petroleum Refining	0.5	<1
Combustion of Fossil Fuels - Stationary Sources		
Residential Wood Heating	472	19
Industrial Heating	6	<1
Coal-Fired Thermal Power Plants	11	<1
Waste Incineration		
Wood Wastes (Teepee Burners)	250	10
Other	3	<1
Transportation Sources		
Diesel	155	6
Gasoline	45	2
Diffuse Sources		
Open Air Burning	75	3
Petroleum Spills	360	15
Wood Preservation Use	Unkown ²	
Total Anthropogenic PAH	2452	100

1. As reported for ARET/NPRI in 1993. Four facilities reporting, two reported total PAHs - others reporting only the 2 NPRI PAHs, therefore emissions reported are probably underestimated.
2. Emission estimates have been developed for PAHs lost from treated wood, however, they do not distinguish between atmospheric emissions and leaching, therefore no attempt was made here to quantify the releases to the atmosphere.

Table 2. Contribution From Different Source Categories of Total PAHs for Europe

<i>Source</i>	<i>Total PAHs¹ (tonnes/yr)</i>	<i>% of Total</i>
Stationary Combustion		
Large combustion plants	119	<1
Small appliances	3845	28
Industrial Sources		
Non-ferrous Metals	945	7
Primary Iron & Steel Production	507	4
Transportation Sources	1037	8
Diffuse Sources (Wood Preservation)	7045	52
Total Anthropogenic PAH	13498	100

1. Total PAHs refer to "Borneff 6 PAHs" - fluoranthene, benzo[a]pyrene, benzo[b]fluorathene, benzo[k]fluorathene, benzo[ghi]perylene, and indeno[1,2,3-c,d]pyrene.

Aluminum Smelters:

There are 10 aluminum smelters in Quebec and 1 in BC. Three electrolysis processes are currently in use: the Soderberg continuous anode process with horizontal studs (HSS), the same process with vertical studs (VSS) and the pre-baked anode process which is progressively replacing the first type. The Soderberg process (HSS) whose emissions are controlled by wet scrubbers produces 1600 times more pollution than the pre-baked anode process with dry scrubbers. Thus the HSS electrolytic process which represented 24% of aluminum production in 1990, was responsible for 83% of PAH emissions generated by this industrial sector; whereas the pre-baked anode process, which accounted for 49% of the total aluminum production, only contributed 0.3% of atmospheric emissions.

Metallurgical Coke Production

PAHs are generated as by-products in cokemaking operations at integrated steel mills. There are no substantial atmospheric releases of PAHs from other basic steelmaking and steel finishing operations at integrated mills, or from steelmaking and steel finishing operations at non-integrated steel mills. Four Canadian integrated steel mills, all of which are located in Ontario, have on-site by-product coke plants.

The ARET process has targeted a reduction in PAH emissions of 40-50% by the year 2000. This is likely to be achieved by replacing coke ovens with alternate fuel sources.

Residential Wood Heating

The emission factors used to estimate the releases for residential wood heating in the 1990 PAH inventory were selected from studies which showed enormous variation. It should therefore, be kept in mind that these emission factors are very gross approximations.

A standard is being put into place by the Canadian Standards Association (CSA)

This standard has been made mandatory in Canada only in British Columbia. Some manufacturers elsewhere in Canada follow the standard because they sell into the BC or American markets, but most of the Canadian market is currently dominated by stoves not meeting the standard. Furthermore the slow-turn over rate of wood stoves means that the effect of the new standard will not be felt in the short term. Actual reductions following adoption of the CSA standard by Canadian Provinces in addition to BC, would depend on the rate of purchase of wood stoves, the replacement versus new use rate and other changing patterns. Thus huge uncertainty is involved in estimating reduced emissions.

Open Air Burning

Burning brushwood consists of the on-site combustion of wood waste from forestry operations and the controlled lighting of forests for forest maintenance (prescribed burning).

There are no federal regulations of any sort to control this. It is a provincial matter and only BC has any regulations linked to air quality standards (i.e., smoke management through burning in certain weather conditions where there are problems such as around Vancouver)

Incineration - Teepee Burners

Teepee burners are one of the variety of techniques available for the elimination of non-marketable wood waste, and are associated with wood treatment plants.

There is no common standard. This is a matter under provincial jurisdiction. Teepee burners are generally being phased out across the country. The number of teepee burners in Canada is projected to fall from 350 in 1993 to 125 (seasonal) in 1999. Very few new permits are being issued for teepee burners. The one province that may be somewhat of an exception is Alberta.

Vehicle Emissions

PAHs are not a regulated pollutant in transportation fuels. They have been measured in a few studies but emissions have been found to be very small.

Although they consume less fuel for the same mileage, diesel powered vehicles emit up to 50 times more particulates and associated PAHs than gasoline engines equipped with a catalytic converter.

Improvements have been made indirectly by improving the quality of diesel fuel. As in the U.S. Environment Canada is preparing a regulation for diesel fuel quality which will further reduce emissions of PAHs. Environment Canada lead in the development and implementation of a regulated national standard to ensure provision of 100% on-road low-sulphur diesel (not greater than 0.05% mass) by October 1, 1997. The effect of this would be to reduce emissions of fine particulate by 23%.

Wood preservation

Creosote is a complex mixture of compounds distilled from coal tar, containing 17 PAHs which make up 63% of its overall content. Production of creosote in Canada was 20 kilotonnes in 1990 down from 60kt in the 1940s. Creosote is largely used as a wood preservative for the treatment of railway ties and for marine and freshwater pilings. Until the mid-1970s creosote was used to treat utility poles. Because the service life of such poles may be as long as 80 years, releases may occur from poles currently in use.

There is large uncertainty in the amount of PAH released from treated wood during its lifetime. It has been estimated that the cumulative lifetime (50 years) loss of PAHs from treated wood is approximately 20%, however, there is no estimate of what fraction of this loss is to the atmosphere.

Management in UN ECE Countries

Canada

PAHs have been defined as toxic as defined under paragraph 11(a) of CEPA. The PAHs benzo[a]pyrene, benzo[b]fluoranthene, benzo[j]fluoranthene, benzo[k]fluoranthene and indeno [1,2,3 -cd]pyrene are classified as "probably carcinogenic to humans" and are therefore considered to be toxic as defined under paragraph 11(c) of CEPA.

Creosote is registered as a pesticide under the Pest Control Products Act(PCPA)

Table 3. Current and Proposed Actions for PAH Sources in Canada

<i>Source</i>	<i>Action</i>	<i>Standards/Reductions</i>
Aluminum Smelters	SOP: Aluminum Smelting ARET	1993-2000 45% reduction in certain PAHs
Coke Production	SOP: Steel ARET	40 -50% reduction by 2000
Residential Wood Heating	CSA Standards	
Incineration of Wood Waste (Teepee Burners)	Provincial Permits	
Transportation	Low Sulphur Diesel Regulations	
Open Air Burning	Provincial Permits	
Treated Wood	SOP: Wood Preservation PCPA	

U.S.

No federal standards currently in place. In the process of developing maximum achievable technology standards (reducing emissions from Soderberg plants). In the preliminary stages of work.

Possible UN ECE POPs Protocol Obligations:

1. Restricting the use of Creosote to Heavy Duty Wood Preservation-uses-only.
(Para 2, Annex B)
2.
 - [a] An overall percentage emission reduction target for PAHs formed as byproducts from major sources.
 - [b] Application of national or international emission standards on major sources where PAHs are formed as a byproduct, based on best available technology that is economically achievable.
 - [c] Emission limit values for major new [existing] source categories.
 - [d] Recommendary actions to apply best available technology (BAT) to new and existing sources of PAH emissions.

(Para 5, Annex E)

Rég. Québec Biblio. Env. Canada Library



38 510 497