Environnement Canada Environment Canada

Atelier sur la recherche des causes du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des

MINES DE MÉTAUX

Canada

ISBN : 978-1-100-98572-5
N° de cat. : En14-59/2012F-PDF

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'administrateur des droits d'auteur de la Couronne du gouvernement du Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux (TPSGC). Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec TPSGC au 613-996-6886 ou à droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2012

Atelier sur la recherche des causes du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux

Compte rendu

préparé par
le Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement
Environnement Canada

Holiday Inn Plaza la Chaudière, Gatineau (Québec)

Les 8 et 9 décembre 2009

REMERCIEMENTS

Des remerciements particuliers sont offerts au comité organisateur pour la coordination de l'atelier, à tous les présentateurs pour leur précieuse contribution et à l'Association minière du Canada pour avoir tenu conjointement cet atelier avec Environnement Canada. L'Association minière du Canada et Environnement Canada désirent remercier les participants (annexe 2) de leur apport et de leur collaboration. L'examen des aspects liés aux politiques, aux processus, et à la science de la recherche des causes a fourni des renseignements précieux (particulièrement des méthodes et des outils) à tous les intervenants qui doivent concevoir des études de recherche des causes pour les mines de métaux et au Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement en préparation de l'étape de la recherche des causes en application du *Règlement sur les effluents des mines de métaux*.

Comité organisateur

Robert Prairie (coprésident)
Rick Lowell (coprésident)
Elizabeth Gardiner
Jean-François Doyon
Kent England
Bernard Vigneault
Charles Dumaresq
Sue Ellen Maher
Jim McGeer
Mark McMaster
Sherry Walker
Bonna Ring

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS II

INTRODUCTION ET OBJECTIFS DE L'ATELIER 1

Introduction 1

Objectifs 1

APERÇU DU DÉROULEMENT DE L'ATELIER 1

CONTEXTE DU PROGRAMME D'ESEE DES MINES DE MÉTAUX 3

RÉSUMÉS LONGS* 5

Séance 1 : Survol des études environnementales 5

Évaluation nationale des effets des effluents des mines de métaux sur le poisson et les invertébrés au cours des deux premières phases du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement 5

Le point sur un projet national de recherche des causes ayant trait à la réduction de la taille des gonades chez le poisson exposé aux effluents de fabriques de pâtes et papiers 8

Aperçu du document d'orientation actuel sur la recherche des causes dans le cadre du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux 11

Examen des exigences réglementaires et de la politique concernant la phase de recherche des causes du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux 15

Compte rendu des modifications proposées aux dispositions du *Règlement sur les effluents des mines de métaux* relatives aux études de suivi des effets sur l'environnement 19

Période de discussion suite à la Séance 1 20

Séance 2 : Causes potentielles des effets 22

Écotoxicologie des métaux traces dans le milieu aquatique 22

Étude sur la toxicité du sélénium à l'aide des études de suivi des effets sur l'environnement 24

Spéciation et devenir des cyanures dans les résidus de mines d'or : étude de cas 28

Les réactifs miniers et les sous-produits (par exemple les sulfosels) comme substances toxiques potentielles dans les effluents miniers 31

Séance 3 : Survol des régions et études de cas 38

Études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux de la région de l'Atlantique 38

Études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux de la région du Québec 41

Bref survol des études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux de la région de l'Ontario 41

Programme d'ESEE des mines de métaux dans la région des Prairies et du Nord 45

Études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux dans la région du Pacifique et du Yukon 46

Étude de recherche des causes à la mine d'uranium de McArthur River 50

Étude de recherche des causes des effets sur les invertébrés benthiques au complexe métallurgique Kidd 51

Mine Con : Étude de recherche des causes sur le foie des poissons – Difficultés liées à la conception d'une nouvelle étude de recherche des causes 52

Séance 4 : Outils et approches pour réaliser les études de recherche des causes 57

Mise au point sur l'utilisation de poissons en captivité dans les études de suivi des effets sur l'environnement 57

Mesures de toxicité *in situ* et bioaccumulation de contaminants chez des amphipodes en cage exposés à de l'eau et à des sédiments pour la recherche des causes dans le cadre des études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux 61

Protocoles d'expérience utilisant des bassins artificiels (mésocosmes) pour étudier les causes des effets des effluents de mines de métaux 67

Les évaluations de données sur la réduction de la toxicité comme outil pour la recherche des causes – études de cas sur les mines 72

Essais biologiques sur le cycle de vie du Méné à grosse tête pour évaluer les effets des effluents complexes 73

Utilisation de modèles de bioaccumulation pour prédire la toxicité des métaux dissous 75

Quantification des effets cumulatifs des facteurs d'agression multiples : utilisation de l'analyse de redondance 83

Distinguer la qualité actuelle de l'effluent de la contamination historique en utilisant un outil de surveillance en laboratoire axé sur la recherche des causes 88

Utilisation et application de dispositifs permettant la transplantation de communautés benthiques (dispositifs BTD®) dans le cadre des études de suivi des effets sur l'environnement 96

Est-ce que la récupération biologique devrait justifier une étude de recherche des causes en présence d'impacts reliés aux pratiques du passé et dans le contexte de la fermeture imminente de la mine? 100

DISCUSSION POUR CERNER LES DÉFIS ET ÉTABLIR LES BESOINS EN RECHERCHE 102

Qu'est-ce que l'atelier a permis d'accomplir? 102

Défis et besoins en matière de recherche 102

Difficultés reliées à la recherche des causes 103

Difficultés liées au programme et ne portant pas précisément sur la recherche des causes 105

Mise à jour sur l'examen du programme 105

ÉTAPES À VENIR 107

ANNEXES 108

Annexe 1 : Ordre du jour 108

Annexe 2 : Liste des participants 113

Annexe 3 : Liste des abréviations 116

INTRODUCTION ET OBJECTIFS DE L'ATELIER

Introduction

Au cours de l'été 2009, un comité composé de représentants de l'industrie, d'organismes non gouvernementaux, du milieu universitaire, d'Environnement Canada et de Ressources naturelles Canada (voir la liste des membres du comité organisateur à la section de Remerciements) a été mis sur pied en vue d'organiser un atelier sur la recherche des causes dans le cadre des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE). L'atelier a été tenu conjointement par l'Association minière du Canada et Environnement Canada les 8 et 9 décembre 2009 à Gatineau, au Québec. Des présentateurs et des présidents de séance ont été invités par le comité organisateur, et une centaine de personnes invitées ont participé à l'atelier.

Objectifs

L'atelier avait pour objectif d'explorer divers aspects et défis liés à la composante de la recherche des causes du Programme d'ESEE des mines de métaux. Le but était de réunir des intervenants afin de discuter des aspects liés aux politiques, aux processus et à la science de la recherche des causes (y compris les études environnementales, les causes possibles des effets, la perspective des régions et les études de cas, ainsi que les outils et les approches utilisés pour la recherche des causes). Parmi les intervenants participants se trouvaient des représentants de l'équipe nationale des ESEE, du comité scientifique, de l'industrie, ainsi que des représentants d'autres instances gouvernementales, d'organisations non gouvernementales de l'environnement et de communautés autochtones, et des consultants. Le compte rendu de l'atelier permettra d'élaborer les lignes directrices à suivre pour la recherche des causes dans le cadre du Programme d'ESEE des mines de métaux. L'atelier a offert une occasion de débattre et de faire avancer la recherche des causes pour les mines de métaux, et il a permis de cerner les besoins en recherche.

APERÇU DU DÉROULEMENT DE L'ATELIER

L'atelier a débuté par un mot de bienvenue du directeur du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement. Les présidents d'assemblée ont d'abord présenté l'atelier et décrit ses objectifs avant de donner le coup d'envoi. Les exposés ont été faits par des représentants de l'industrie, des consultants, des scientifiques du milieu universitaire et des responsables d'Environnement Canada, et ils ont été répartis en fonction des quatre sujets suivants (voir le programme de l'atelier à l'annexe 1) :

- Séance 1 : Introduction, mise en contexte et survol des études environnementales
- Séance 2 : Causes potentielles des effets
- Séance 3 : Survol des régions et études de cas
- Séance 4 : Outils et approches utilisés pour réaliser les études de recherche des causes

Chaque exposé était suivi d'une période de questions et réponses, et une discussion a suivi la séance 1. À la fin de la séance 4, une discussion a permis de déterminer les lacunes et les besoins en recherche, et elle a été suivie d'une courte séance de récapitulation et de détermination des étapes à venir.

Chaque présentateur a fourni un court sommaire de sa présentation, et ces sommaires ont été réunis dans un recueil qui a été remis aux participants de l'atelier. Dans la mesure du possible, les résumés longs sont inclus dans le présent compte rendu. En l'absence de résumé long, le résumé court est présenté.

CONTEXTE DU PROGRAMME D'ESEE DES MINES DE MÉTAUX

* Préparé par Environnement Canada à partir des documents présentés par Robert Prairie (Xstrata Zinc Canada)

L'élaboration du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement (Programme d'ESEE) pour le secteur des mines de métaux a commencé en 1993 par l'Évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique au Canada (AQUAMIN), qui portait sur l'efficacité du *Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux* (RELMM) de 1977. Le rapport final de l'AQUAMIN, publié en 1996, résumait les résultats de l'évaluation et recommandait de modifier le RELMM et de concevoir un programme d'ESEE pour les mines de métaux. Un processus de consultation multidisciplinaire (dirigé par Environnement Canada) a pris place entre 1997 et 1999 afin d'établir les exigences d'un programme d'ESEE pour les mines de métaux et des lignes directrices détaillées. En parallèle (1995-1999), le Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impact en milieu aquatique, dirigé par Ressources naturelles Canada, grâce au financement offert par le gouvernement du Canada et l'Association minière du Canada, a évalué les technologies et les méthodes de surveillance environnementale existantes en vue d'évaluer et de caractériser, de façon rentable, les répercussions environnementales des effluents miniers sur les milieux aquatiques récepteurs. La consultation sur le Programme d'ESEE a culminé en 1999 en un accord consensuel sur les exigences proposées pour les ESEE et la rédaction d'un document d'orientation. Le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) a été promulgué en 2002 en vertu de la *Loi sur les pêches*.

En application du REMM, les mines de métaux doivent réaliser une ESEE pour déterminer les effets, s'il y a lieu, sur les poissons, l'habitat des poissons et les ressources halieutiques. Les ESEE comprennent le suivi biologique ainsi que la caractérisation de l'effluent et la surveillance de la qualité de l'eau. Le déroulement du programme suit une approche de surveillance progressive, où les exigences de surveillance de chaque phase (p. ex., chaque cycle de surveillance à l'intérieur d'une période réglementaire définie) varient en fonction des résultats de la phase de surveillance précédente. Une fois les effets confirmés dans deux études (suivi périodique), et lorsque les résultats de l'étude ciblée de suivi biologique indiquent l'ampleur et la portée géographique de l'effet sur la population de poissons, les tissus des poissons ou la communauté d'invertébrés benthiques, les mines sont tenues de rechercher la cause des effets en application du paragraphe 19(2) de l'Annexe 5 du REMM. Les études de recherche des causes visent à déterminer les causes précises des effets à l'étude, notamment pour déterminer quelles composantes de l'effluent sont responsables des effets. Quand la cause de l'effet est connue, la mine effectue un suivi périodique (surveillance) en application du paragraphe 22(1) de l'Annexe 5 du REMM. Bien que ce ne soit pas exigé par le REMM, les mines sont aussi encouragées à étudier et à mettre en œuvre les mesures correctives possibles pour éliminer la cause des effets.

Actuellement (à l'hiver 2009), plusieurs mines sont en phase de recherche des causes, et on s'attend à ce que d'autres mines réalisent des études de recherche des causes très prochainement. Un guide technique sur les ESEE du secteur des mines de métaux a été élaboré afin d'aider l'industrie et les consultants à réaliser des ESEE. L'expérience acquise dans le cadre de la mise en œuvre du programme (c.-à-d. en menant des ESEE sur le terrain et en analysant les données) et de la consultation avec de multiples intervenants permet d'apporter constamment des améliorations au programme. De même, des initiatives externes de recherche menées pour répondre aux questions en lien avec le suivi contribuent à la mise au point de nouvelles méthodes d'ESEE. Les résultats de

l'atelier sur la recherche des causes dans le secteur des mines de métaux serviront à mettre à jour les directives sur la recherche des causes dans le guide technique d'ESEE du secteur des mines de métaux. Pour obtenir plus de renseignements sur le Programme d'ESEE ou sur le guide technique, veuillez consulter le site Web suivant : http://www.ec.gc.ca/esee-eem/.

Plusieurs difficultés auxquelles l'industrie est confrontée sont présentées en vue d'être analysées ultérieurement.

RÉSUMÉS LONGS*

* ou résumés courts, si aucun résumé long n'a été soumis à la demande de l'auteur.

Séance 1 : Survol des études environnementales

Évaluation nationale des effets des effluents des mines de métaux sur le poisson et les invertébrés au cours des deux premières phases du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement

R.B. Lowell[1], S.L.Walker[1], B. Ring[1], B. Buckland[1] et C. Tessier[1]
[1] Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement, Environnement Canada

La deuxième phase de trois ans de l'étude de suivi biologique périodique du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) a récemment été terminée pour le secteur des mines de métaux. Ce programme national suit les effets des effluents miniers à la grandeur du pays. Les résultats de la première phase de suivi de trois ans ont été résumés dans la première évaluation nationale des ESEE des mines de métaux (Lowell *et al*., 2007). Cette première évaluation a révélé à l'échelle nationale des effets inhibiteurs sur le poisson et sur les invertébrés, qui variaient toutefois en fonction de facteurs propres à chacun des sites. Pour certaines mines et certains milieux récepteurs, des effets d'enrichissement ont aussi été mesurés, tandis qu'à d'autres mines, les effets se sont révélés minimes.

La deuxième évaluation nationale des ESEE des mines de métaux, qui est en cours, compare les résultats de la deuxième phase de suivi à ceux de la première. Toutes les mines ayant participé à la première phase de suivi (1re évaluation nationale) en étaient à leur première ESEE et, par conséquent, menaient toutes des études de phase 1 (tableau 1). Durant la deuxième phase de suivi (2e évaluation nationale), la majorité des mines avaient progressé vers des études de phase 2. Cependant, un petit nombre de mines venaient juste de faire leur entrée dans le Programme d'ESEE au cours de la deuxième phase de suivi et, par conséquent, ont réalisé leurs premières études (phase 1) durant la période où se déroulait la 2e évaluation nationale (tableau 1).

		Atlantique	Québec	Ontario	Prairies et Nord	Pacifique et Yukon	Total
Mines réalisant des ESEE							
1re évaluation (1re période de trois ans)	Phase 1	4	19	20	22	5	70
	Phase 2	0	0	0	0	0	0
	Total	4	19	20	22	5	70
2e évaluation (2e période de trois ans)	Phase 1	2	6	6	1	1	16
	Phase 2	4	16	20	18	4	62
	Total	6	22	26	19	5	78

Tableau 1 : Nombre de mines réalisant des études de phase 1 et de phase 2 durant la 1re et la 2e évaluation nationale des ESEE des mines de métaux

Les profils nationaux et l'hétérogénéité des effets d'un site à l'autre ont été examinés pour les mines qui terminaient leurs études de phase 2, et les résultats obtenus ont été comparés aux résultats obtenus pour ces mêmes mines au cours de leurs études de phase 1. Des résumés de méta-analyses et de tailles d'effets ont été utilisés pour examiner les effets sur une vaste étendue géographique. Les variables clés étaient l'ampleur des effets observés sur les principaux critères des études sur les poissons (coefficient de condition, taille relative des gonades et du foie, âge, poids selon l'âge) et sur les invertébrés (densité, richesse taxonomique, régularité, indice de Bray-Curtis).

Les résultats préliminaires provenant des études de phase 2 concordaient avec ceux obtenus dans les études de phase 1, puisque des effets inhibiteurs généralisés ont encore été observés à l'échelle nationale. Comme il avait été observé durant la phase 1, la condition des poissons [rapport du poids corporel à la longueur] et la taille relative du foie dans les zones exposées aux effluents ont continué d'être considérablement moindres durant la phase 2 (figure 1). Le poids selon l'âge et la taille relative des gonades ont tous deux diminué, et la diminution du poids selon l'âge était statistiquement significative.

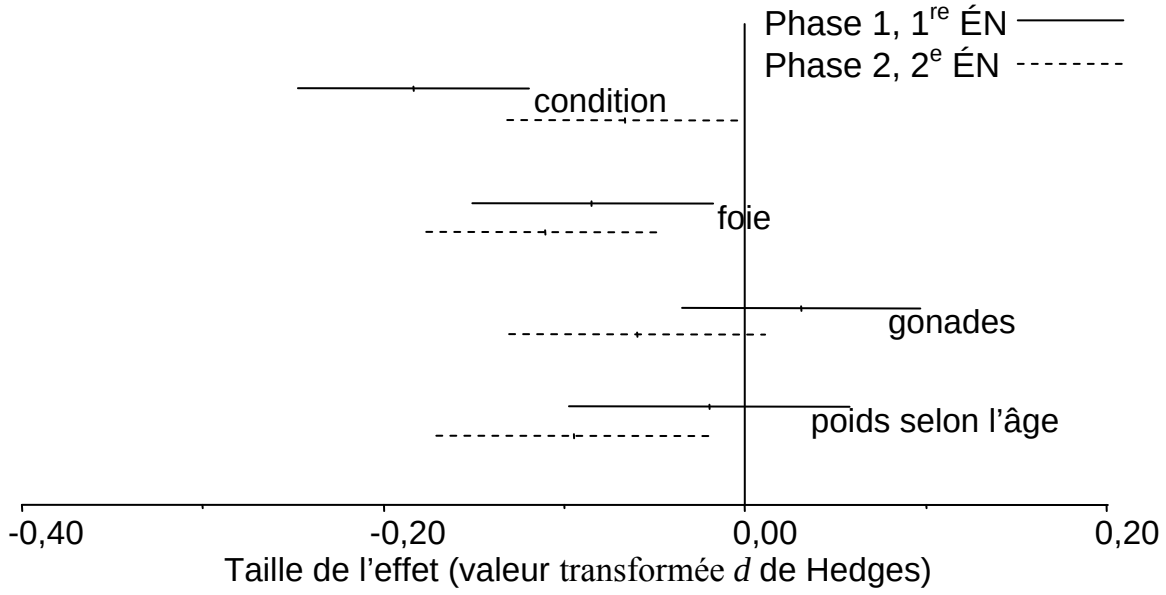


Figure 1 : Moyenne nationale des effets des mines de métaux sur les poissons
Remarque : La taille d'effet normalisée (valeur transformée *d* de Hedges) représente des diminutions (valeurs négatives) ou des augmentations (valeurs positives) dans les zones exposées aux effluents. Les traits horizontaux représentent des intervalles de confiance à 95 % pour toutes les mines à l'échelle nationale. Les traits qui ne croisent pas l'axe vertical, qui désigne l'absence d'effet, indiquent que la diminution (ou l'augmentation) était statistiquement significative. ÉN – évaluation nationale.

Pour les invertébrés benthiques, la densité totale et la richesse taxonomique étaient considérablement moindres dans la phase 1, et cette tendance s'est poursuivie pour la richesse taxonomique dans la phase 2 (figure 2). L'indice de Bray-Curtis et l'indice de régularité de Simpson ont révélé des variations significatives sur le plan de la structure de la communauté d'invertébrés durant la phase 2. Cependant, pour ce qui est de la densité totale, on a observé un transfert significatif vers une densité

accrue des invertébrés, ce qui fait ressortir le potentiel d'effets stimulants sur certains critères. Ce transfert peut être tributaire de changements touchant les effets des effluents et/ou le plan d'étude. Le Programme d'ESEE des mines de métaux en est encore à ses débuts, et des cycles de suivi additionnels aideront à mieux interpréter ces effets.

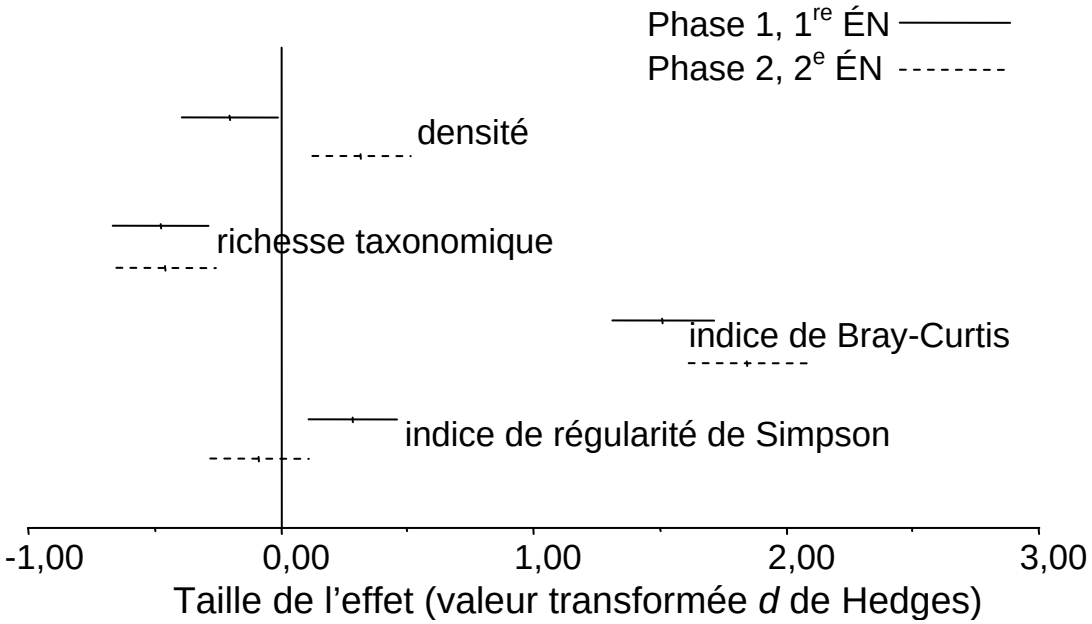


Figure 2 : Moyenne nationale des effets des mines de métaux sur les invertébrés benthiques
Remarque : Voir la légende de la figure 1 pour obtenir plus de détails.

Pour ce qui est de l'utilisation des ressources halieutiques, il n'a pas été mis en évidence que les effluents causaient des augmentations de la concentration de mercure dans les tissus des poissons au-dessus des concentrations recommandées. Il n'y a eu aucun cas où les concentrations mesurées chez les poissons exposés à l'effluent dépassaient à la fois les concentrations recommandées et les concentrations chez les poissons de référence (figure 3).

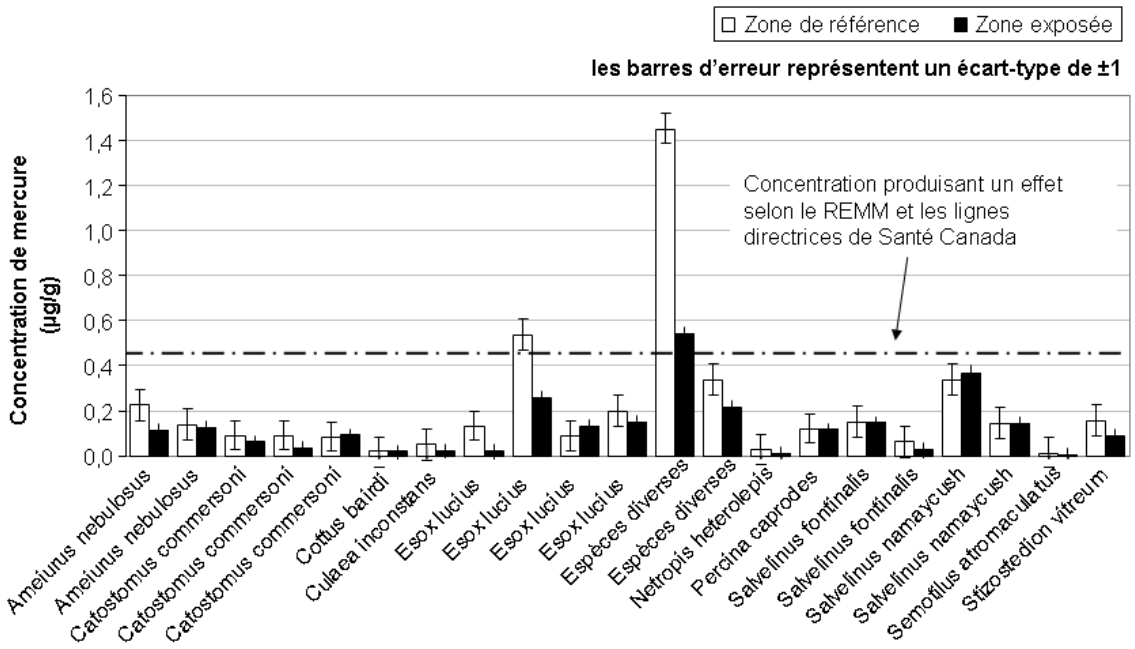


Figure 3 : Sommaire national des concentrations de mercure dans les tissus de poissons pour la phase 2 du Programme d'ESEE des mines de métaux
Remarque : Chaque paire de barres représente une étude portant sur une espèce et une mine données.

À l'échelle nationale, les résultats de la phase 2 concordaient avec ceux de la phase 1, bien que certaines variations aient également été observées. Des effets inhibiteurs généralisés ont été observés pour la condition des poissons, la taille du foie et le taux de croissance, de même que pour la richesse taxonomique chez les invertébrés. Certains effets d'enrichissement ont été observés, de même que des effets minimes pour certains critères et certaines mines, ce qui souligne que les effets peuvent différer d'une mine à l'autre. Alors que la collecte de données des ESEE se poursuit, ces analyses nationales permettent de dresser un portrait plus complet des profils de réponse associés à une exposition aux effluents des mines de métaux au Canada.

Référence

Lowell, R.B., C. Tessier, S.L. Walker, A. Willsie, M. Bowerman et D. Gautron. 2007. *Évaluation nationale des données de la phase 1 du Programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux*. Gatineau (Qc), Environnement Canada, Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement. 47 pages.

Le point sur un projet national de recherche des causes ayant trait à la réduction de la taille des gonades chez le poisson exposé aux effluents de fabriques de pâtes et papiers

Mark Hewitt[1], Pierre Martel[2], Tibor Kovacs[2], Deborah MacLatchy[3], Mark McMaster[1], Joanne Parrott[1], Michael van den Heuvel[4] et Glen Van Der Kraak[4]
[1] Division de la recherche sur la protection des écosystèmes aquatiques, Environnement Canada, Burlington (Ontario), Canada; [2] FPInnovations – Division Paprican, Pointe-Claire (Québec), Canada; [3] Canadian Rivers Institute et département de biologie, Université Wilfrid Laurier, Waterloo (Ontario), Canada; [4] Canadian Rivers Institute et département de biologie, Université de l'Île-du-Prince-Édouard (Île-du-Prince-Édouard), Canada; [5] Département de biologie intégrative, Université de Guelph, Guelph (Ontario), Canada

Le Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement au Canada a mis en évidence deux profils de réponse à l'échelle nationale chez les poissons exposés aux effluents de fabriques : des réponses d'enrichissement en nutriants et des réponses associées à une perturbation métabolique, caractérisée par un foie plus gros et des gonades plus petites. Une équipe composée de chercheurs clés de l'industrie, du gouvernement et du milieu universitaire des quatre coins du pays a été formée pour s'attaquer à ce problème de longue date. Un plan pluriannuel a été élaboré pour évaluer les options de traitement aux fabriques et aux points de rejet, dans le but d'éliminer des effluents de fabriques de pâtes et papiers les substances agissant sur la reproduction du poisson. Les travaux se poursuivent. La phase initiale a pour but de sélectionner des essais en laboratoire axés sur la reproduction du poisson en vue de les appliquer au programme. Actuellement, l'utilité de divers essais biologiques en laboratoire pour caractériser les effets observés sur la reproduction du poisson sauvage à la suite d'une exposition aux effluents des fabriques de pâtes et papiers fait l'objet d'une évaluation. En même temps que se déroulent un échantillonnage de poissons dans le milieu récepteur et des essais de cycle de vie pour certaines fabriques, on procède à des essais en laboratoire sur cinq espèces de poissons. Les résultats obtenus pour le premier effluent testé ont révélé que les résultats chez le poisson dans le milieu naturel peuvent être reproduits en laboratoire par des essais de cycle de vie. Ils ont montré également que les essais à court terme sur la ponte sont prometteurs pour la recherche des causes et de solutions. Les paramètres de qualité d'effluent dont la mesure est exigée à des fins réglementaires (demande biochimique d'oxygène, matières totales en suspension) sont demeurés stables durant l'étude. Cependant, des variations d'autres paramètres (métaux, matières organiques dissoutes, ligands de récepteurs androgéniques chez le poisson) ont été plus grandes que prévues durant l'étude de suivi sur six mois. Des résultats récents obtenus à un deuxième site ont révélé que les changements ou irrégularités dans l'exploitation des fabriques pourraient être la principale cause de ces variations et des effets sur la reproduction du poisson.

Résultats

Un des résultats les plus intéressants obtenus jusqu'à maintenant qui peut être appliqué au Programme d'ESEE des mines de métaux est la variation temporelle observée pour les métaux dans les effluents de fabriques de pâtes et papiers. Nous avons surveillé un effluent sur une base hebdomadaire pendant six mois et avons déterminé que la teneur en plusieurs métaux variait considérablement durant cette période.

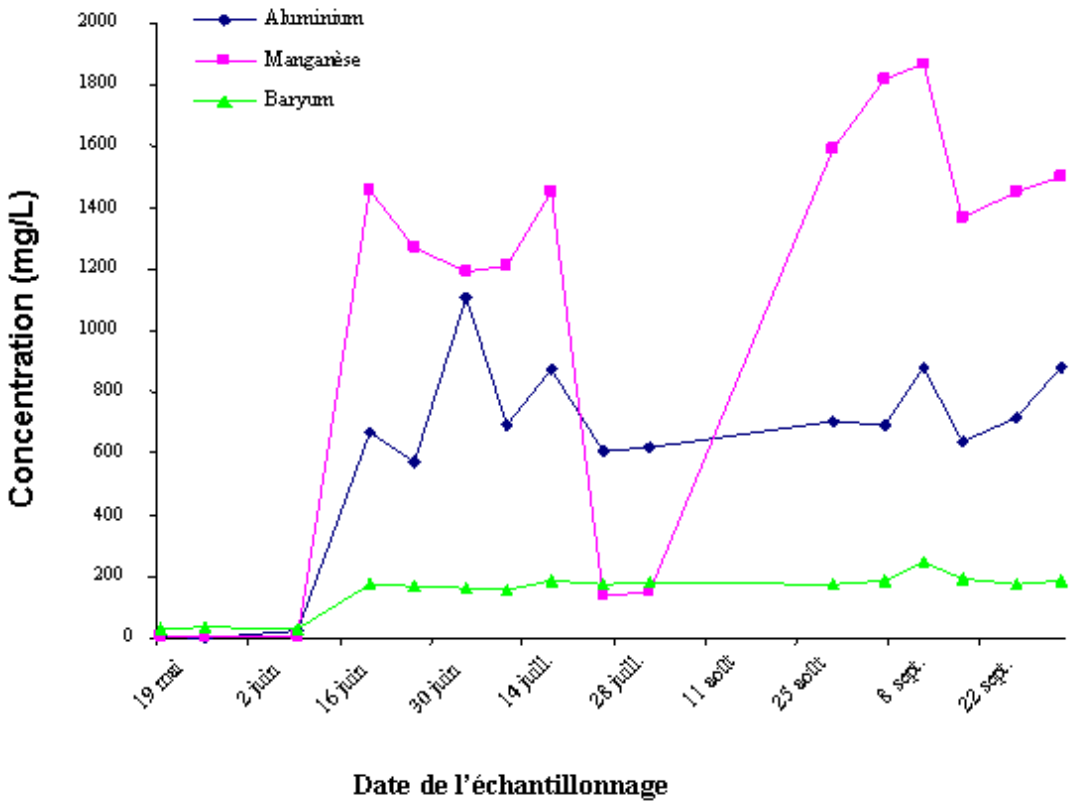


Figure 1 : Quantité de métaux dans un effluent de La Tuque durant des études de recherche des causes de cycle 4.

Comme on peut l'observer à la figure 1, la variation temporelle de la quantité de métaux et d'autres composantes de l'effluent représente une difficulté importante dans la réalisation des études de recherche des causes et de recherche de solutions.

Leçons apprises

- La recherche des causes est un processus.
    - Elle nécessite habituellement la réalisation de plusieurs cycles d'ESEE.
    - Il n'est pas nécessaire de trouver les véritables substances chimiques en cause; la connaissance de leur source et la découverte d'une solution sont les éléments les plus importants.
    - Un cycle d'ESEE sera nécessaire en tant que validation ultime des solutions mises en œuvre.
- Au cours du projet centralisé portant sur la recherche des causes pour des fabriques de pâtes et papiers, il a fallu mettre à profit une quantité importante de connaissances, de ressources et d'expérience afin de pouvoir réaliser de véritables progrès.

- Il a été essentiel de maintenir une bonne communication avec le Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement et les régions respectives ayant pris part au projet portant sur plusieurs fabriques de pâtes et papiers.

Questions/Discussion :

Q. : Pouvez-vous nous donner un aperçu des composantes de la structure?
R. : Le gouvernement et l'industrie travaillent conjointement, et l'objectif est de centraliser la recherche des causes. Le cycle 4 sera le plus difficile.

[Note de la rédaction : L'auteur a mentionné que le terme « centraliser » signifiait mener la recherche dans le cadre d'un consortium comptant plusieurs organismes ayant la masse critique requise en vue de progresser vers des solutions.]

Aperçu du document d'orientation actuel sur la recherche des causes dans le cadre du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux

B.L. Ring[1], S. Walker[1] et R. Lowell[1]
[1] Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement, Environnement Canada

Contexte

Le *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux* (Environnement Canada, 2002) a été élaboré au moment de la publication du *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM). Il s'agit d'un document essentiel qui oriente et aide l'industrie et ses consultants en leur donnant des renseignements sur les méthodologies recommandées, d'après les normes généralement acceptées de bonne pratique scientifique, et sur les différentes options concernant la façon d'effectuer les études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE). À l'origine, ce document d'orientation avait été préparé d'après les recommandations émises par plusieurs sous-groupes multidisciplinaires d'intervenants techniques (poissons, communauté d'invertébrés benthiques, toxicité, eau et sédiments, participation des intervenants). L'expérience acquise dans la mise en œuvre du programme (p. ex., en menant des ESEE sur le terrain et en analysant les données) et la consultation avec de multiples intervenants multidisciplinaire permet d'apporter continuellement des améliorations au Programme d'ESEE. De même, des initiatives externes de recherche menées pour répondre aux questions en lien avec le suivi contribuent à la mise au point de nouvelles méthodes d'ESEE. Par conséquent, le guide est perçu comme un document qui est régulièrement mis à jour en fonction de l'obtention de nouveaux renseignements et de la réalisation de nouvelles recherches. Les membres de l'industrie et les consultants peuvent consulter le document sur le site Web national des ESEE (http://www.ec.gc.ca/esee-eem).

Dans le cadre du Programme d'ESEE, lorsque la cause d'un effet n'a pas été déterminée, la mine entreprend une étude de recherche des causes. Même si la recherche des causes ne fait pas l'objet d'un chapitre distinct dans la version de 2002 du guide à l'intention des mines de métaux, les concepts, les considérations et les problèmes qui s'y rattachent se trouvent dans l'ensemble du document. Présentement, le guide est mis à jour pour refléter les modifications apportées au REMM en 2006, les améliorations apportées au programme et les recommandations de l'Équipe d'examen des ESEE des mines de métaux, et pour inclure l'information découlant de nouvelles réalisations

scientifiques. Dans le cadre de cette mise à jour, toutes les informations liées à la recherche des causes dispersées dans la version de 2002 seront réunies dans un chapitre provisoire. Ce chapitre sera actualisé en fonction des exposés, études de cas et résultats de l'atelier.

Voici un aperçu des lignes directrices pour la recherche des causes données dans la version de 2002 du guide, telles qu'elles ont été présentées à l'atelier sur la recherche des causes.

Survol de la recherche des causes

La version de 2002 du guide présente tout au long les exigences du REMM aux fins de la recherche des causes, qui comprennent des renvois à des échéanciers et à des articles particuliers du REMM. Cette version du guide indique aussi qu'une étude peut évoluer vers la recherche des causes avant la confirmation de l'effet ou l'établissement de l'ampleur de l'effet et de sa portée géographique. Dans la version révisée du guide (en cours de préparation), les exigences et les échéanciers seront provisoirement inclus dans le chapitre d'introduction, et les lecteurs seront invités à se reporter au REMM.

Il a été souligné à plusieurs reprises que les méthodes présentées dans le guide, bien qu'elles soient considérées comme étant les conceptions générales les plus applicables, ne représentent pas une liste exhaustive des façons possibles de réaliser des ESEE. Les outils choisis doivent être rentables, reconnus, accompagnés de documents de base, facilement accessibles auprès de laboratoires-conseils ou de laboratoires universitaires et gouvernementaux, et ils doivent être applicables au Programme d'ESEE. De plus, il est possible d'avoir recours à des techniques employées seules ou à une combinaison de techniques pour répondre à des questions propres aux sites, tant et aussi longtemps que les exigences réglementaires (REMM) sont respectées.

Le document intitulé *Guide pour la détermination des mesures à prendre après la détection d'effets dans le cadre de l'étude de suivi des effets sur l'environnement* est cité à plusieurs occasions. Ce document a été élaboré en 2000 par Environnement Canada, en consultation avec Pêches et Océans Canada, et il vise à fournir des directives aux organismes de réglementation, aux établissements réglementés et aux personnes chargées des ESEE en vue de déterminer les mesures de suivi à prendre quand des effets ont été détectés. Ce document est désuet et ne sera pas cité en référence dans la version révisée du guide.

Outils possibles pour la recherche des causes dans le cadre d'une étude sur les poissons

Un certain nombre d'outils servant à la recherche des causes sont mentionnés dans le chapitre portant sur les études menées chez des populations de poissons de la version de 2002, notamment :

- les critères éco-épidémiologiques pour l'attribution causale : déterminer les sources de données permettant de définir les causes et les effets;
- l'utilisation de différents plans d'étude (p. ex., plan par gradient, poissons en captivité / poissons ou invertébrés non mobiles, essais biologiques réalisés sur place / mésocosmes et analyse en triade de la qualité des sédiments) pour éliminer les facteurs d'agression ou les placer en ordre de priorité;
- la détermination des substances chimiques associées à des changements à l'aide de méthodes telles que le recours sélectif aux processus de rejet ou aux processus en usine, ou l'utilisation des procédures d'évaluation de données sur la toxicité.

Outils possibles pour la recherche des causes chez les invertébrés benthiques

Voici un résumé des outils de recherche des causes examinés dans le chapitre portant sur les études menées chez des invertébrés benthiques de la version de 2002 :

- utilisation d'approches fondées sur le poids de la preuve pour établir la cause des effets;
- méthodes pour déterminer les biomarqueurs et les concentrations des métaux dans l'organisme;
- essais de toxicité létale et sublétale (p. ex., essais sur la survie et la croissance ou la reproduction dans des sédiments entiers portant sur *Hyalella azteca*, *Chironomus* sp., *Tubifex tubifex* et *Hexagenia* sp.);
- analyse de carottes de sédiments pour établir les tendances historiques;
- d'autres mesures prises chez des invertébrés benthiques (p. ex., biomasse, identification au niveau inférieur, production secondaire et paramètre sur l'adaptation de la population) peuvent fournir de l'information utile;
- l'utilisation d'autres organismes (p. ex., phytoplancton, macrophytes et périphyton).

Pour chacune des recommandations précédentes, plusieurs références sont fournies. Des évaluations préliminaires sont également offertes pour les essais sur les autres organismes (phytoplancton, macrophytes et périphyton).

Outils possibles pour la recherche des causes liée à la caractérisation de l'effluent et à la surveillance de la qualité de l'eau

Il existe un certain nombre de techniques pour la caractérisation des effluents et la surveillance de la qualité de l'eau, et ces techniques aident à mieux comprendre la nature et la cause des effets. Ces techniques comprennent :

- la caractérisation de l'effluent quant aux autres contaminants associés à la mine provenant d'autres sources (particulièrement les sources diffuses);
- la mesure des métaux dissous (quand la concentration des métaux totaux est élevée dans la zone exposée);
- la mesure des réactifs et des sous-produits de réactifs utilisés dans le traitement, particulièrement quand les effets observés ne peuvent pas être attribués aux métaux ni à d'autres paramètres faisant l'objet d'un suivi régulier dans le cadre d'une ESEE;
- la spéciation des métaux préoccupants (la biodisponibilité et la toxicité de ces métaux pour les organismes aquatiques) (p. ex., analyse chimique de la spéciation des métaux et modèles de spéciation chimique);
- la mesure de la teneur en chlorophylle *a* et/ou en phéopigment, particulièrement dans les cas où les rejets de nutriants en amont représentent des facteurs de confusion;
- la surveillance du débit et des charges dans les zones exposées, ce qui peut aider à interpréter les données et à comprendre le taux de dilution, le mélange, le bilan massique, le devenir et les effets des contaminants ainsi que les relations de cause à effet (calcul du bilan massique).

Le guide fournit des références pour chaque outil mentionné ci-dessus, en particulier pour ce qui est de l'analyse chimique de la spéciation des métaux et des modèles de spéciation chimique; ce document présente aussi un exemple de calcul du bilan massique.

Outils possibles pour la recherche des causes reliée à la surveillance des sédiments

Pour les endroits où l'on observe des effets au sein de la communauté d'invertébrés benthiques, il existe un certain nombre de techniques de surveillance des sédiments pouvant aider à comprendre la nature et la cause des effets. La version de 2002 traitait en profondeur de ces techniques, lesquelles sont résumées ci-dessous :

- transport des matières en suspension / taux de sédimentation des matières en suspension;
- carottage de sédiments (références, recommandations pour le carottage, avantages et inconvénients des différents carottiers de sédiments);
- chimie des sédiments (p. ex., concentrations partielles des métaux dans les sédiments (extraction partielle), extraction séquentielle des métaux, rapports entre les métaux simultanément extractibles et les sulfures volatils en milieu acide (MSE/SVMA), rapport carbone-azote pour les sédiments marins);
- essai de toxicité sur les sédiments entiers : des renseignements sont présentés à propos des essais suivants :
    - survie et croissance de l'amphipode *Hyalella azteca*,
    - survie et croissance des moucherons d'eau douce *Chironomus tentans* ou *Chironomus riparius,* survie et reproduction de l'oligochète *Tubifex tubifex*,
    - survie et croissance de l'éphémère *Hexagenia limbata*,
    - à l'aide d'un ensemble d'essais de toxicité sur les sédiments entiers : *Hyalella azteca, Chironomus tentans* ou *Chironomus riparius, Tubifex tubifex* et *Hexagenia limbata*,
    - métaux dans les eaux sus-jacentes dans les essais de toxicité sur des sédiments entiers,
    - bioaccumulation : mesure des concentrations de métaux dans les organismes analysés au cours des essais de toxicité sur les sédiments;
- analyse en triade de la qualité des sédiments, incluant des renseignements de base et une description de l'approche de l'analyse en triade de la qualité des sédiments;
- surveillance des sédiments dans les eaux de porosité avec de l'information sur le contexte et les méthodes, incluant les essais suivants : essai biologique sur la fertilisation des oursins, essai de toxicité aiguë Microtox, essai de létalité aiguë avec *Daphnia magna,* essai de reproduction et de survie chez le cladocère *Ceriodaphnia dubia*, inhibition de la croissance de l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata* (anciennement *Selenastrum capricornutum*);
- évaluation de données sur la toxicité et évaluation de données sur la réduction de la toxicité pour déterminer et éliminer les causes de la toxicité. Le document présente une description des protocoles et des objectifs, tandis que les trois phases de l'évaluation de données sur la réduction de la toxicité (c.-à-d., la caractérisation de la toxicité, l'identification et la confirmation des substances toxiques soupçonnées) sont abordées.

Comme l'indique la liste qui précède, il existe de nombreux outils pour réaliser des études de recherche des causes, et ces derniers sont décrits dans la version originale du guide. Ce document présente aussi des références, de l'information de base et, dans certains cas, des listes détaillées et des essais préliminaires. Tous ces outils et les renseignements connexes seront incorporés dans le nouveau chapitre sur la recherche des causes, lequel sera actualisé à la lumière des exposés, des études de cas et des résultats de l'atelier sur la recherche des causes. La version mise à jour du guide sera accessible sur le site Web national des ESEE (http://www.ec.gc.ca/esee-eem).

Référence

Environnement Canada. 2002. *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux*.

Questions/Discussion :

Q. : Il existe un certain nombre de mines dont les données n'ont pas pu être incorporées à l'évaluation nationale, même à compter de la phase 1. Le guide technique sera-il modifié afin de régler ce problème?
R. : Le Programme examinera ce problème de façon plus approfondie.

[Note de la rédaction : Pour obtenir plus de détails sur les raisons justifiant le fait que certaines données n'aient pas pu être utilisées, voir Lowell, R.B., C. Tessier, S.L. Walker, A. Willsie, M. Bowerman et D. Gautron, (2007), *Évaluation nationale des données de la phase 1 du Programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux,* préparée par le Bureau national des ESEE d'Environnement Canada.]

Examen des exigences réglementaires et de la politique concernant la phase de recherche des causes du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux

S.L. Walker
Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement
Division de la foresterie, de l'agriculture et de l'aquaculture

En application du *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM), les mines de métaux visées par le REMM doivent entreprendre un programme d'études de suivi des effets sur l'environnement, comme le précise l'article 7 du REMM :

- Paragraphe 7(1) « Le propriétaire ou l'exploitant d'une mine mène des études de suivi des effets possibles des effluents sur la population de poissons, sur les tissus de poissons et sur la communauté d'invertébrés benthiques selon les exigences et dans les délais prévus à l'annexe 5. »
- Paragraphe 7(2) « [Le propriétaire ou l'exploitant d'une mine] présente les rapports et les renseignements exigés à l'agent d'autorisation [...] »
- Paragraphe 7(3) « Les études sont réalisées [...] conformément aux normes généralement reconnues régissant les bonnes pratiques scientifiques […] »

Les exigences pour les ESEE sont détaillées à l'annexe 5 du REMM, laquelle est divisée en deux parties. La partie 1 décrit les exigences associées à la caractérisation de l'effluent, aux essais de toxicité sublétale et à la surveillance de la qualité de l'eau. Chaque année, les mines doivent soumettre un rapport et leurs données électroniques avant le 31 mars. Pour la caractérisation de l'effluent, la dureté, l'alcalinité ainsi que la concentration d'aluminium, de cadmium, de fer, de mercure, de molybdène, d'ammoniac et de nitrate sont mesurées quatre fois par année civile pendant que la mine rejette ses effluents. Des essais de toxicité sublétale sont requis pour quatre espèces soumises à des essais, incluant un poisson, un invertébré, une plante et une algue, à raison de deux fois par année civile pour la première phase des ESEE. Après la première phase, le REMM permet aux mines de réduire la fréquence des essais de toxicité sublétale à une fois par année. Comme dans le cas de la caractérisation de l'effluent, la surveillance de la qualité de l'eau est effectuée quatre fois par année civile et au moment de l'échantillonnage pour l'analyse biologique. La surveillance de la qualité de l'eau est réalisée sur les paramètres précisés pour la caractérisation de l'effluent, les substances inscrites à l'annexe 4 ainsi que la température et l'oxygène dissous. De plus, le pH, la dureté et l'alcalinité sont mesurés pour les mines dont l'effluent est rejeté dans les milieux d'eau

douce, auxquels s'ajoute la mesure de la salinité pour les milieux estuariens; d'un autre côté, seule la salinité est mesurée pour les mines dont l'effluent est rejeté dans les milieux marins.

Les exigences en matière de suivi biologique associées aux ESEE sont indiquées à la partie 2 de l'annexe 5. Ces exigences comprennent une étude sur la population de poissons, le dosage du mercure dans les tissus de poissons et une étude de la communauté d'invertébrés benthiques. Un rapport d'interprétation est soumis à la fin de chaque phase de surveillance (deux, trois ou six ans) en fonction des résultats obtenus au cours des études précédentes.

Les mines doivent mener une étude sur la population de poissons « dans le cas où la concentration de l'effluent dans la zone exposée est supérieure à 1 % en deçà de 250 m d'un point de rejet final » (alinéa 9*b*) de l'annexe 5). Aux fins de cette étude, les données sont recueillies pour les indicateurs de croissance, de reproduction, de condition et de survie, et les données sur les critères suivants doivent être communiquées : l'âge, le poids selon l'âge, la taille relative du foie, la taille relative des gonades et le coefficient de condition.

Une étude visant à déterminer la concentration de mercure dans les tissus de poissons est requise « [...] si une concentration de mercure total égale ou supérieure à 0,1 µg/L a été relevée lors de la caractérisation de l'effluent » (alinéa 9*c*) de l'annexe 5).

Aux termes de l'alinéa 9*d*) de l'annexe 5, la mine doit aussi réaliser une étude sur la communauté d'invertébrés benthiques, tandis qu'aux termes du sous-alinéa 16*a*)(iii), elle doit recueillir des données en vue de calculer la densité totale des invertébrés benthiques, l'indice de régularité, la richesse des taxons et l'indice de similitude. Ces données sont utilisées pour évaluer les effets sur la structure et la fonction de la communauté d'invertébrés benthiques.

Les mines entreprennent les ESEE initiales pour évaluer les effets sur la population de poissons, l'utilisation des ressources halieutiques et les effets sur la communauté d'invertébrés benthiques comme indicateurs des effets sur l'habitat du poisson. Une fois que des effets ont été observés, une ESEE subséquente est entreprise pour confirmer ces effets. Plus particulièrement, les mines doivent confirmer la présence ou l'absence d'effet au cours de deux phases consécutives, comme l'indique l'alinéa 22(2)*c*) de l'annexe 5, qui stipule que « si les résultats des deux dernières études consécutives indiquent **un effet** sur la population de poissons, sur les tissus de poissons ou sur la communauté d'invertébrés benthiques […] », la mine doit présenter dans les 24 mois une étude sur la portée et l'ampleur de l'effet. Cependant, « si les résultats des deux dernières études consécutives n'indiquent **aucun effet** sur la population de poissons, sur les tissus de poissons et sur la communauté d'invertébrés benthiques » (alinéa 22(2)*b*) de l'annexe 5), le rapport d'interprétation suivant doit être présenté 72 mois plus tard.

Le comité scientifique a émis le conseil suivant à propos des données sur les poissons pour les mines de métaux :

Un effet doit être considéré comme étant confirmé dans deux phases consécutives si :

- un type d'effet similaire observé dans deux phases consécutives au sein d'une **même espèce ou d'un même genre ou au sein d'espèces ou de genres différents** est considéré comme étant un effet confirmé;
- une interaction significative est considérée comme étant un effet significatif – des méthodes permettant de déterminer l'ampleur de l'effet sont actuellement en cours.

[Note de la rédaction : Les directives qui précèdent sur la confirmation d'effets seront mises à jour dans la version révisée du *Guide technique d'études de suivi des effets sur l'environnement pour les mines de métaux*.]

Lorsqu'un effet est confirmé au cours de deux phases, l'étude suivante doit être soumise dans les deux ans avec « la description d'une ou de plusieurs zones d'échantillonnage supplémentaires dans la zone exposée qui doivent être ajoutées pour permettre la détermination de l'ampleur et de la portée géographique de l'effet » (alinéa 19(1)*d*) de l'annexe 5). L'alinéa 19(1)*d*) de l'annexe 5 du REMM stipule que « ... si les résultats des deux dernières études de suivi biologique indiquent un effet semblable sur la population de poissons, sur les tissus de poissons ou sur la communauté d'invertébrés benthiques, [le plan d'étude de suivi biologique doit comprendre la] description d'une ou de plusieurs zones d'échantillonnage supplémentaires dans la zone exposée […] pour permettre la détermination de l'ampleur et de la portée géographique de l'effet ».

Un « effet » est défini comme suit à l'annexe 5 du REMM :

- Pour ce qui est des indices relatifs aux études sur la communauté d'invertébrés benthiques et sur la population de poissons, un « effet… **désigne une différence statistique** entre… a) la zone exposée et la zone de référence ou b) dans les zones d'échantillonnage de la zone exposée qui présentent un gradient décroissant de concentration d'effluent ».
- « Un effet sur les tissus de poissons désigne les mesures de mercure total dans les tissus de poissons prises dans la zone exposée qui sont **supérieures à 0,45 µg/g (poids humide) et qui présentent une différence statistique** par rapport aux mesures de mercure total dans les tissus de poissons prises dans la zone de référence. »

Des seuils critiques d'effets provisoires ont été adoptés par Environnement Canada en tant qu'outil permettant de déterminer les activités de recherche devant être mises en œuvre dans le cadre des futures études en fonction des résultats obtenus dans les études passées (tableau 1).

Critères	**Seuils critiques d'effets**
Étude des populations de poissons	
Poids des gonades par rapport au poids corporel	± 25 %
Poids du foie par rapport au poids corporel	± 25 %
Condition	± 10 %
Âge	± 25 %
Poids corporel par rapport à l'âge	± 25 %
Étude des invertébrés benthiques	
Densité totale	± 2 ET
Richesse taxonomique	± 2 ET
Indice de régularité de Simpson	± 2 ET
Indice de Bray-Curtis	+ 2 ET

Tableau 1 : Seuils critiques d'effets provisoires

Légende :
ET = écart-type

Si un effet a été confirmé, mais est évalué comme étant inférieur au seuil critique d'effet (SCE), la mine ne devrait pas observer un effet plus important à un endroit plus éloigné ou plus en amont par rapport à la zone exposée. Par conséquent, on peut considérer que « les résultats de la dernière étude de suivi biologique indiquent l'ampleur et la portée géographique de l'effet » et que la mine peut passer directement à la recherche des causes (paragraphe 19(2) de l'annexe 5) requise deux ans plus tard.

Si après avoir effectué une étude visant à déterminer l'ampleur et la portée géographique, la cause de l'effet est toujours inconnue, la mine réalisera une étude (paragraphe 19(2) de l'annexe 5) pour déterminer la cause de l'effet (recherche des causes). Le plan d'étude doit être présenté au moins six mois avant la réalisation de l'étude de recherche des causes, et il doit comprendre un sommaire des études de suivi biologique précédentes « ainsi que les précisions voulues sur les études sur le terrain et les études en laboratoire qui seront effectuées pour déterminer la cause de l'effet » (paragraphe 19(2) de l'annexe 5). Le REMM autorise un délai de deux ans (depuis la date où le rapport d'interprétation de l'étude précédente devait être présenté) avant d'entreprendre une étude de recherche des causes et de présenter un rapport d'interprétation. Si la mine se trouve dans la phase de recherche des causes des ESEE, « le rapport d'interprétation ne comporte que la cause de l'effet […] et, **si la cause n'a pas été déterminée, les raisons de l'échec ainsi que les mesures à prendre pour déterminer cette cause lors de la prochaine étude** » (paragraphe 21(2) de l'annexe 5).

Après qu'une étude de recherche des causes ait été réalisée, si la cause n'est pas déterminée, un rapport sera soumis avec « les raisons de l'échec ainsi que les mesures à prendre pour déterminer cette cause lors de la prochaine étude » (paragraphe 21(2) de l'annexe 5). L'étude subséquente sera alors le prolongement de l'étude de recherche des causes. Autrement, si la cause est connue, la prochaine étude de suivi biologique sera présentée dans les trois ans (paragraphe 22(1) de l'annexe 5).

Quant à la directive d'Environnement Canada sur les ESEE en ce qui concerne la portée géographique et l'ampleur de l'effet, ainsi que la recherche des causes, si une étude montre des effets importants chez les poissons (c.-à-d. supérieurs au seuil critique d'effet), un échantillonnage additionnel chez des poissons seulement (échantillonnage à des endroits situés en aval et/ou portant sur d'autres espèces de poissons) s'ajoutera à l'étude biologique complète portant sur la portée géographique et l'ampleur (dans deux ans). Après avoir réalisé l'étude sur la portée géographique et l'ampleur, l'étude sur la recherche des causes (alinéa 22(2)*c*) de l'annexe 5) doit comprendre un sommaire des études précédentes « ainsi que les précisions voulues sur les études sur le terrain et les études en laboratoire qui seront effectuées pour déterminer la cause de l'effet » (paragraphe 19(2) de l'annexe 5) en vue d'étudier l'effet chez les poissons. Un rapport d'interprétation doit être présenté dans les deux ans, mentionnant la cause de l'effet ou indiquant pourquoi la cause n'a pas été établie, et il décrira les prochaines étapes à suivre en vue de déterminer la cause.

Questions/Discussion :

Q. : Pour ce qui est des effets, les termes « différence statistique » et « seuil critique d'effet provisoire » sont tous deux utilisés. Est-ce la raison pour laquelle de nombreuses mines sont en phase de recherche des causes?
R. : Non. Le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* dicte le cadre décisionnel réglementaire pour la recherche des causes.

Q. : Pouvez-vous combiner les résultats d'études sur des communautés benthiques et d'études sur des poissons pour montrer qu'il y a un effet sur le site d'une mine (p. ex., si un effet est observé dans les deux études)?
R. : Une telle situation devrait faire l'objet d'une discussion avec le coordonnateur régional.

Q. : Quel est le lien entre la qualité de l'eau et la qualité biologique?
R. : La surveillance de la qualité de l'eau est utilisée en tant qu'information complémentaire au suivi biologique, et elle vise à détecter des problèmes sur leurs sites particuliers.

Q. : Si une différence importante notée au cours de la phase 1 va dans une direction, et que la différence observée au cours de la phase 2 va dans la direction opposée, cette situation est-elle considérée comme étant un effet aux termes du REMM?
R. : Il ne s'agit pas d'un effet semblable. Cependant, une telle situation doit faire l'objet d'une discussion avec le coordonnateur régional afin de déterminer s'il s'agit d'une préoccupation pour la mine. Peut-être s'agit-il d'une interaction significative?

Q. : Pourquoi les mines réalisent-elles des essais de toxicité sublétale en plus des ESEE?
R. : Il a été indiqué que les essais de toxicité sublétale pouvaient fournir de l'information aux fins de la recherche des causes.

Compte rendu des modifications proposées aux dispositions du *Règlement sur les effluents des mines de métaux* relatives aux études de suivi des effets sur l'environnement

C.G. Dumaresq[1]
[1] Gestionnaire de section, Élaboration des règlements, Division des mines et du traitement, Environnement Canada

Environnement Canada propose d'apporter cinq modifications aux dispositions du REMM touchant les ESEE ainsi que trois autres modifications afin de supprimer des incohérences mineures entre les versions anglaise et française du REMM. L'objectif de cette communication est d'informer les intéressés des modifications proposées et de leur donner l'occasion de les commenter.

Les modifications proposées aux dispositions sur les ESEE consisteraient : à réviser la définition des effets sur les tissus des poissons; à ajouter le sélénium et la conductivité électrique à la liste des paramètres devant faire l'objet de suivis périodiques dans les effluents et les eaux réceptrices; à exempter le radium 226 contenu dans les eaux réceptrices des études de suivi si les exigences du paragraphe 13(2) du REMM sont respectées; à supprimer l'exigence de comparaison entre les résultats des essais de toxicité sublétale et les résultats des études de suivi biologique; et à faire correspondre la formulation de l'alinéa 22(2)*c*) de l'annexe 5 avec celle de l'alinéa 19(1)*d*). Par ailleurs, les modifications proposées donneront suite aux recommandations faites par le Comité mixte permanent d'examen de la réglementation concernant certaines incohérences mineures entre le libellé des versions anglaise et française du REMM.

Des consultations ont eu lieu au sujet des quatre premières modifications proposées relativement aux ESEE, puisque ces modifications donnent suite aux recommandations de l'Équipe (multipartite) d'examen des ESEE des mines de métaux. Aucune consultation n'a eu lieu quant à la cinquième modification proposée au REMM, mais des consultations importantes avaient été tenues lors de la

modification précédente à l'alinéa 19(1)*d*). Aucune consultation n'a été tenue concernant les modifications proposées en réponse aux recommandations du Comité mixte permanent d'examen de la réglementation, puisque ces dernières sont de nature administrative. Les commentaires sur les modifications réglementaires proposées peuvent être soumis à l'auteur au plus tard le 8 janvier 2010.

Période de discussion suite à la Séance 1 :

Q. : L'industrie sera-t-elle informée de l'existence de documents ou de données relativement au changement de la période allouée pour les études de recherche des causes, pour passer de 24 à 36 mois?
R. : Environnement Canada essaiera de le faire.

Q. : Comment le seuil critique d'effet (SCE) de 25 % a-t-il été déterminé pour les critères touchant les poissons?
R. : Cette valeur est utilisée depuis longtemps dans les études scientifiques, et elle a été recommandée dans une étude publiée récemment : Munkittrick, K.R., C.J. Arens, R.B. Lowell et G.P. Kaminski. 2009. « A review of potential methods for determining critical effect size for designing environmental monitoring programs », *Environ. Toxicol. Chem.*, 28 : 1361-1371. Cette valeur est aussi fondée sur l'ampleur de l'effet dans différents scénarios. Il y a toujours eu une zone grise (~ 20-30 %), mais il s'agit de la valeur faisant l'objet du plus grand consensus. Cette valeur sera incorporée dans le nouveau guide et dans la mise à jour du guide.

[Note de la rédaction : Cette valeur a été publiée dans le *Guide technique d'ESEE pour les fabriques de pâtes et papiers* (2010). Pour le secteur des mines de métaux, cette valeur a été recommandée et sera utilisée de façon provisoire jusqu'à ce qu'elle soit validée.]

Q. : Est-ce que les termes sur l'ampleur des effets seront achevés? Certaines mines ont des plans d'étude permettant de détecter des effets de moindre ampleur, et les responsables de ces mines estiment qu'ils sont donc pénalisés.
R. : Le Programme d'ESEE a convenu que cette question devrait être abordée plus en profondeur.

Q. : Actuellement, la limite pour la signification statistique est établie à $p = 0{,}1$. La probabilité d'observer un effet augmente avec le nombre de paramètres.
R. : C'est la raison pour laquelle le guide actuel a écourté la liste de paramètres à neuf paramètres. L'objectif est de réduire la variation pour tous les différents paramètres de manière à éliminer ou à réduire le nombre de faux positifs (c.-à-d., quand des effets sont détectés au moyen d'une analyse statistique, mais qu'aucun effet n'est réellement présent). L'occurrence de faux positifs est aussi réduite par la nécessité d'observer un même effet au cours de deux phases subséquentes.

Q. : Que fait le consultant quand des efforts constants ont été déployés, mais qu'il n'y a tout simplement pas assez de poissons dans la zone pour la capture? Il n'y a alors pas assez de poissons pour effectuer les analyses statistiques. Est-ce que le manque de poissons peut être considéré comme un effet?
R. : Oui, le manque de poissons peut être considéré comme un effet, mais l'incertitude liée à cette situation doit être prise en considération. (D'autres facteurs pourraient avoir une influence sur la disponibilité des poissons dans la zone, et de tels facteurs pourraient ou non être reliés à la mine).

Un plan d'action possible consiste à se déplacer en aval pour voir si des poissons peuvent y être capturés, puis à déterminer si l'effet observé est relié à la mine. Le fait de se déplacer graduellement en aval permet aussi d'obtenir des données (distance par rapport au point de rejet) pouvant être utiles en vue de déterminer les effets de la mine sur les poissons.

Commentaire : Parfois, les poissons sont difficiles à trouver, ce qui peut ou non être lié à la mine (c.-à-d., relié à l'effluent minier). Cela peut aussi être associé à d'autres facteurs de confusion (p. ex., un nouveau barrage de castors construit dans la région). Il peut donc être erroné de conclure que l'effet est associé à la mine.

[Note de la rédaction : Le *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux* aborde les facteurs de confusion et l'utilisation d'une approche reposant sur le poids de la preuve.]

Q. : Dans le cas des mines en phase de fermeture, est-il possible de modifier le processus/protocole de recherche des causes?
R. : Ce sujet sera abordé dans une présentation ultérieure.

[Note de la rédaction : Voir la séance 4 : LePage; Est-ce que la récupération biologique devrait justifier une étude de recherche des causes en présence d'impacts reliés aux pratiques du passé et dans le contexte de la fermeture imminente de la mine?]

Q. : Il ne semble pas y avoir de constance entre les approches de chaque région quant à la façon de gérer des situations similaires.
R. : Ce sujet sera abordé ultérieurement (dans une discussion ultérieure, durant ou après l'atelier). Cependant, les voies de communication demeurent ouvertes.

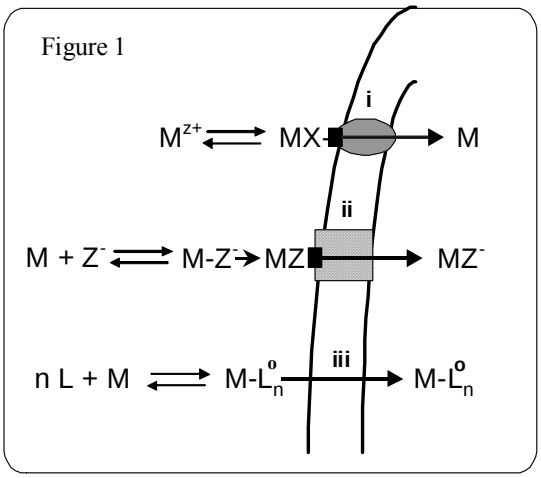
[Note de la rédaction : Le personnel d'Environnement Canada du pays travaille ensemble en vue d'assurer la constance à l'échelle nationale (équipe nationale des ESEE).]

Séance 2 : Causes potentielles des effets

Écotoxicologie des métaux traces dans le milieu aquatique

Peter G.C. Campbell

INRS, Centre Eau Terre Environnement
490, de la Couronne
Québec (Qc) G1K 9A9
Canada
Courriel : campbell@ete.inrs.ca



Pour obtenir une réaction biologique d'un organisme cible et/ou pour s'accumuler à l'intérieur de cet organisme, un métal doit d'abord interagir avec une membrane cellulaire. Les métaux existent généralement dans le milieu aquatique sous des formes polaires et hydrophiles, qui sont fortement hydratées et incapables de traverser les membranes cellulaires par simple diffusion. À quelques exceptions près (p. ex., quelques complexes organométalliques et métalliques neutres – voir la figure 1, mécanisme [iii]; certains métaux complexes comprenant un ligand assimilable, comme le thiosulfate – figure 1, mécanisme [ii]), le transport des métaux à travers les membranes respiratoires ou digestives est habituellement facilité par des systèmes de transport précis ou des canaux à l'intérieur des membranes (figure 1, mécanisme [i]; Campbell, 1995). Ce transport est habituellement une fonction non pas des métaux dissous totaux, mais plutôt de la concentration d'ion métallique libre (figure 1, mécanisme [i]). Après que les métaux ont pénétré l'environnement intracellulaire, divers mécanismes existent pour assurer leur détoxication (Vijver *et al*., 2004; Luoma et Rainbow, 2008). Il s'ensuit que des prévisions simples de la toxicité associée aux métaux sur la base de quotas ou de charges de métaux, comme c'est souvent fait dans le cas des contaminants organiques, sont rarement applicables. Les métaux qui se lient à des protéines inductibles capables de liaison avec les métaux comme les métallothionéines, ou qui sont précipités dans des concrétions insolubles composées de granules riches en métaux, peuvent être considérés comme étant des métaux détoxiqués biologiquement, comparativement aux métaux dans des fractions sensibles aux métaux comme les organites et les protéines thermosensibles. Un corollaire de ce modèle d'accumulation des métaux est le suivant : la tolérance ou la résistance des métaux se rattachera à la capacité d'un organisme de prévenir la liaison de métaux « inappropriés » à des sites sensibles. La liaison d'un métal « inapproprié » à un site sensible aux métaux, souvent appelée « débordement », pourrait annoncer le début du stress induit par les métaux (Campbell et Hare, 2009).

Dans cette construction générale des interactions métaux-organismes, comment élaborer une directive en vue de déterminer si les métaux sont responsables des effets confirmés dans les milieux récepteurs des effluents des mines? Pour les métaux non essentiels, une approche hiérarchique pourrait comprendre les étapes suivantes :

- *Déterminer* les organismes bioindicateurs appropriés qui vivent dans le milieu récepteur et dans le milieu de contrôle ou de référence. Les critères pour la sélection des organismes

- Pour chaque espèce de bioindicateur, *choisir* l'organe cible approprié, p. ex. les branchies ou le foie (pour certaines petites espèces, il se peut qu'il soit impossible d'analyser les métaux à l'échelle de l'organe, auquel cas les concentrations dans l'ensemble de l'organisme peuvent être utilisées).
- *Comparer* les concentrations de métaux bioaccumulés dans les spécimens prélevés dans le milieu récepteur et le milieu de référence. L'observation de concentrations de métaux considérablement plus élevées chez les spécimens exposés représente une preuve suffisante à première vue qu'au moins un de ces métaux est responsable des effets observés dans le milieu récepteur. Il faut noter qu'en se fiant à la bioaccumulation des métaux (plutôt qu'à la détermination des concentrations de métaux et à la spéciation des métaux dans le milieu récepteur), cela pourrait permettre d'éviter de devoir estimer la biodisponibilité des métaux observés dans le plan d'eau recevant l'effluent minier.
- Pour améliorer l'interprétation des concentrations de métaux bioaccumulés, *déterminer* le partage cellulaire des métaux chez les organismes cibles (Campbell et Hare, 2009). Cependant, cette distinction entre les métaux détoxiqués du point de vue biologique et les métaux ayant « débordé » sur des sites sensibles aux métaux serait uniquement justifiée pour les espèces de bioindicateurs qui démontrent une réponse-seuil claire à une exposition accrue aux métaux – voir l'analyse dans Campbell *et al*. (2008) et Campbell et Hare (2009).

Dans le milieu récepteur, les métaux sont souvent observés sous forme de mélanges de métaux. Pour départager l'importance relative des différents métaux, la comparaison de la transcription génétique chez des organismes exposés et des organismes de référence semble prometteuse en tant qu'outil discriminateur de biosurveillance pour détecter et différencier les contaminants métalliques (Pierron *et al*., 2009; Walker *et al*., 2008).

Références

Campbell, P.G.C. 1995. « Interactions between trace metals and organisms: A critique of the free-ion activity model », dans A. Tessier et D. Turner (éd.), *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*. Chichester (UK), J. Wiley & Sons. Pp. 45-102.

Campbell, P.G.C., et L. Hare. 2009. « Metal detoxification in freshwater animals. Roles of metallothioneins », dans A. Sigel, H. Sigel et R.K.O. Sigel (éd.), *Metallothioneins and Related Chelators*. Cambridge (UK), Royal Society of Chemistry. Pp. 239-277.

Campbell, P.G.C., L.D. Kraemer, A. Giguère, L. Hare et A. Hontela. 2008. « Subcellular distribution of cadmium and nickel in chronically exposed wild fish: Inferences regarding metal detoxification strategies and implications for setting water quality guidelines for dissolved metals », *Human Ecol. Risk Assess*., 14 : 290-316.

Luoma, S.N., et P.S. Rainbow. 2008. *Metal Contamination in Aquatic Environments: Science and Lateral Management*. Cambridge (UK), Cambridge University Press.

Phillips, D.J.H., et P.S. Rainbow. 1993. *Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants*. London (UK), Elsevier Applied Science Publishers.

Pierron, F., V. Bourret, J. St-Cyr, P.G.C. Campbell, L. Bernatchez et P. Couture. 2009. « Transcriptional responses to environmental metal exposure in wild yellow perch (*Perca*

flavescens) collected in lakes with differing environmental metal concentrations (Cd, Cu, Ni) », *Ecotoxicol.*, 18 : 620-631.

Vijver, M.G., C.A.M. Van Gestel, R.P. Lanno, N.M. Van Straalen et W.J.G.M. Peijnenburg. 2004. « Internal metal sequestration and its ecotoxicological relevance: A review », *Environ. Sci. Technol.*, 38 : 4705-4712.

Walker, P.A., P. Kille, A. Hurley, N.R. Bury et C. Hogstrand. 2008. « An in vitro method to assess toxicity of waterborne metals to fish », *Toxicol. Appl. Pharmacol*., 230 : 67-77.

Questions/Discussion :

Q. : Comment les déversements sont-ils estimés?
R. : Dans ce cas, la centrifugation différentielle a été utilisée, mais d'autres méthodes sont aussi possibles.

Q. : Peut-on comparer les résultats d'études sur l'acclimatation menées chez des crabes et des poissons?
R. 16 : La présente étude sur les poissons utilise l'exposition chronique, donc les résultats ne peuvent pas être comparés à ceux obtenus lors des études précédentes menées sur des crabes.

Q. : Pourquoi les valeurs de toxicité sont-elles différentes des valeurs de référence pour les tissus?
R. : Les données peuvent refléter la fraction de métal qui n'est pas biodisponible. L'information la plus pertinente porte sur l'identité des métaux qui sont absorbés par l'organisme, et pas nécessairement sur l'identité des métaux en suspension dans l'eau autour du poisson (qui ne sont pas absorbés par l'organisme).

Étude sur la toxicité du sélénium à l'aide des études de suivi des effets sur l'environnement

V.P. Palace[1]
[1] Pêches et Océans Canada, Institut des eaux douces, Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

Introduction

Au Canada, plusieurs types d'activités minières mobilisent le sélénium (Se) en perturbant les sols. On trouve habituellement du sélénium dans les dépôts sulfurés de Cu, Pb, Hg, Ag, U et Zn, et les charges des bassins versants environnants peuvent augmenter durant l'extraction et la fusion de ces minerais (U.S. EPA, 2004; Wang *et al*., 1993). Le sélénium est habituellement présent dans les eaux non contaminées à une concentration de 0,1 à 1 µg/L, mais des concentrations mesurées dans l'eau en aval de sites d'exploitation ont atteint des dizaines, voire des centaines, de microgrammes par litre, et les concentrations mesurées dans les tissus des poissons résidants étaient également élevées (Palace *et al*., 2003, 2007).

Le sélénium est un nutriant essentiel, et il fait partie de plus de 30 familles de sélénoprotéines (Stewart *et al*., 2010). À des teneurs légèrement élevées, le sélénium peut s'accumuler dans les tissus de vertébrés ovipares, incluant les poissons, et induire une toxicité pour la reproduction en raison du dépôt de l'élément dans les œufs. Au cours du développement, et juste après la fin de l'absorption du

vitellus, les œufs/embryons ayant des concentrations élevées de sélénium présentent des troubles de croissance (difformités), incluant des courbures rachidiennes, des œdèmes et des malformations craniofaciales (Holm *et al*., 2005). Les poissons adultes ne sont normalement pas touchés par une exposition au sélénium d'origines hydrique et alimentaire, et ce, même à une concentration élevée. L'aspect le plus remarquable de la toxicité du sélénium est l'intervalle restreint entre les concentrations requises dans l'alimentation (0,1 à 0,5 mg/kg pour les poissons) et les concentrations auxquelles des difformités commencent à apparaître chez la descendance (> 1-2 mg/kg) (Lemly, 1993).

Il est difficile d'examiner la toxicité potentielle du sélénium à l'aide de méthodes d'ESEE classiques. La géochimie de cet élément est complexe. De plus, les espèces de poissons les plus sensibles, et les plus souvent sélectionnées pour le suivi, sont très mobiles. Par conséquent, il y a des préoccupations voulant que les ESEE typiques puissent ne pas détecter adéquatement les cas de toxicité pour la reproduction en raison d'une exposition au sélénium au sein des populations de poissons résidants. Voici un bref aperçu de certaines préoccupations, ainsi que des recommandations pour l'examen des cas potentiels de toxicité pour la reproduction découlant d'une exposition au sélénium.

Préoccupations quant à la capacité des ESEE de détecter une toxicité au sélénium

a) La concentration hydrique de sélénium n'est pas un indicateur fiable de toxicité

Dans de nombreux cas, une toxicité potentielle découlant d'une exposition à un contaminant inorganique peut être efficacement dépistée à partir des concentrations de l'effluent ou des eaux réceptrices. En mai 2006, le comité scientifique des ESEE a entrepris un dépistage des rejets de sélénium en provenance des mines de métaux en recommandant une analyse pour cet élément dans le cadre de la caractérisation de l'effluent. Cependant, puisque les effets indésirables sont principalement liés à l'exposition d'origine alimentaire, la modélisation basée sur les expositions d'origine hydrique a une valeur limitée. En fait, la biogéochimie du sélénium et son incorporation dans les organismes des systèmes aquatiques sont extrêmement complexes. Pour décrire la relation entre le sélénium d'origine hydrique et les concentrations résultantes chez les poissons, il est important de calculer de façon empirique les facteurs d'enrichissement des algues présentes sur le site ainsi que la relation de transfert trophique pour chaque niveau dans un réseau trophique donné (Stewart *et al*., 2010). Par conséquent, les critères basés sur les tissus sont généralement acceptés comme étant les indicateurs les plus fiables de toxicité potentielle au sélénium chez les poissons (Lemly, 1993; Hamilton, 2002; U.S. EPA, 2004). Les recommandations pour l'organisme entier se situent entre 4 et 7,9 mg/kg (poids sec) (selon la revue de Chapman, 2007).

b) Différences entre les espèces sur le plan du partage et de la toxicité du sélénium

Les critères portant sur la concentration de sélénium dans les tissus (muscles ou organisme entier) sont préférables aux mesures de l'exposition hydrique pour l'évaluation du potentiel de toxicité du sélénium, mais il faut tenir compte des différences entre les espèces en matière de partage et de toxicité du sélénium. Par exemple, la mobilisation du sélénium des muscles vers les œufs durant la synthèse du jaune varie d'une espèce à l'autre. Même parmi les espèces qui vivent dans des habitats naturels (p. ex., Truite arc-en-ciel et Omble de fontaine), la pente de la relation entre les concentrations de sélénium dans les muscles et la quantité de sélénium déposé dans les œufs peut être assez différente (NAMC, 2008). Souvent, les muscles peuvent être utilisés comme substitut aux concentrations dans les œufs/ovaires, car on signale fréquemment de fortes corrélations entre ces

tissus. Cependant, les relations varient en fonction du moment où les échantillons ont été prélevés durant le cycle de reproduction, et pour de nombreuses espèces, cette information fondamentale n'est actuellement pas connue (NAMC, 2008). En raison de ces préoccupations, l'indicateur le plus fiable de toxicité potentielle au sélénium est la mesure de la concentration dans les œufs ou les ovaires (Holm *et al*., 2005). Cependant, les seuils pour les difformités induites par le sélénium varient grandement entre les espèces de poissons, ce qui entraîne la nécessité de mesurer les courbes de toxicité propres aux espèces pour calculer des mesures exactes du risque (NAMC, 2008).

c) Mobilité des poissons

Chez les espèces de poissons très mobiles, une analyse de la toxicité potentielle pour la reproduction découlant d'une exposition au sélénium au sein d'un milieu aquatique donné peut donner lieu à de la confusion. De fait, l'incertitude liée au séjour dans l'aire étudiée et le degré de l'exposition à un effluent donné sont habituellement les principales préoccupations associées aux ESEE. Les principaux critères biologiques (taille corporelle, taille et structure de la population, taille des gonades et du foie) sont utilisés en tant qu'indicateurs de la santé globale d'un organisme chez les poissons sauvages capturés dans des zones recevant un effluent et dans des zones de référence. L'interprétation des données provenant de ce programme d'évaluation national est limitée par l'incertitude quant à l'exposition aux effluents, particulièrement dans les zones où les poissons peuvent se déplacer entre des zones exposées au sélénium et des zones de référence. Par exemple, nous avons observé simultanément un taux élevé de malformations larvaires dans un milieu présentant une population fonctionnelle de Truites arc-en-ciel adultes (Holm *et al*., 2005). Plus tard, nous avons démontré que des adultes actifs sur le plan de la reproduction avaient immigré en provenance d'autres zones non exposées au sélénium (Palace *et al*., 2007). Un transfert d'une structure communautaire composée principalement de Truites arc-en-ciel vers une structure communautaire composée d'Ombles de fontaine moins sensibles a seulement pu être montré après plusieurs décennies de suivi de la population (Rassmussen *et al*., 2008). La structure des ESEE pour le suivi biologique vise à détecter de telles perturbations en évaluant les proportions de jeunes de l'année, l'abondance des espèces et le recrutement (Environnement Canada, 2010). Cependant, le temps nécessaire pour réaliser une telle évaluation serait considérable si l'on suppose des cycles typiques d'ESEE de deux à trois ans. Pour les poissons associés à de courtes fenêtres temporelles de maturité sexuelle (les Truites arc-en-ciel vivant dans les eaux froides sont actives sur le plan de la reproduction pendant une période de deux à cinq ans [Nelson et Paetz, 1992]), dans les milieux associés à une faible reproductivité et au sein des populations comptant peu d'individus, ce délai nécessaire pourrait entraîner une chute de la population sous la limite de la capacité de peuplement durable avant que des mesures correctives soient prises.

Conclusion et recommandation

L'évaluation du potentiel du sélénium à induire une toxicité chez les poissons sauvages nécessite une analyse basée sur les tissus, en fonction de chaque espèce. Les œufs et les ovaires sont les tissus à privilégier pour l'évaluation du risque, et en l'absence d'un seuil établi pour une espèce précise, une analyse de la concentration de sélénium dans l'un de ces tissus devrait être combinée à une analyse des malformations dans les embryons tout juste après l'absorption du vitellus.

Références

Chapman, P.M. 2007. « Selenium thresholds for fish from cold freshwaters », *Human Ecol. Risk. Assess.*, 13 : 20-24.

Environnement Canada. 2010. *À propos des études de suivi des effets sur l'environnement*. http://www.ec.gc.ca/esee-eem/Default.asp?lang=Fr&n=4CDB9968-1.

Hamilton, S.J. 2002. « Rationale for a tissue based selenium criterion for aquatic life », *Aquat. Toxicity*, 57 : 85–100.

Holm, J., V.P. Palace, P. Siwik, G. Sterling, R.E. Evans, C.L. Baron, J. Werner et K. Wautier. 2005. « Developmental effects of bioaccumualted selenium in eggs and larvae of two salmonid species », *Environ. Toxicol. Chem.*, 24 : 2373-2381.

Lemly, A.D. 1993. «Metabolic stress during winter increases the toxicity of selenium to fish », *Aquat. Toxicol.*, 27 : 133-158.

NAMC – North America Metals Council. 2008. *Selenium Tissue Thresholds: Tissue Selection Criteria, Threshold Development Endpoints, and Potential to Predict Population or Community Effects in the Field*. 178 pages. En ligne : http://www.namc.org/docs/00043675.pdf.

Nelson, J.S., et M.J. Paetz. 1992. *Fishes of Alberta*. Edmonton (Alb.), University of Alberta Press. 437 pages.

Palace, V.P., C.L. Baron, R.E. Evans, K. Wautier et J.F. Klaverkamp. 2003. « Metals, metalloids and metallothionein in tissues of fish from a canadian freshwater system receiving gold mining effluents and in fish from nearby reference areas », *J. Physique IV*, 107 : 1005-1008.

Palace, V.P., N.M. Halden, P. Yang, R.E. Evans et G. Sterling. 2007. « Determining residence patterns of rainbow trout using laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry (LA-ICP-MS) analysis of selenium in otoliths », *Environ. Sci. Tech.*, 41 : 3679-3683.

Rassmussen, J.B., S. Peterson, S. Lele et J. Rosenfeld (éd.). 2008. *Experts Workshop on Selenium Fish Science in the Athabasca River, Alberta*. Workshop summary report. 55 pages. En ligne : http://environment.gov.ab.ca/info/library/8257.pdf.

Stewart, R., M. Grossell, D. Buchwalter, N. Fisher, S. Luoma, T. Mathews, P. Orr et W.-W. Wang. 2010. « Bioaccumulation and trophic transfer of selenium », dans P.M. Chapman, W.J. Adams, M.L. Brooks, C.G. Delos, S.N. Luoma, W.A. Maher, H.M. Ohlendorf, T.S. Presser et D.P. Shaw (éd.), *Ecological Assessment of Selenium in the Aquatic Environment.* Pensacola (FL), SETAC Press. Pp. 93-140.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency. 2004. *Draft Aquatic Life Water Quality Criteria for Selenium—2004*. Washington, D.C. (É.-U.), Office of Water. EPA-822-D-04-001.

Wang, D., G. Alfthan et A. Aro. 1993. « Anthropogenic emissions of Se in Finland », *Appl. Geochem.*, (Suppl. 2) : 87-93.

Questions/Discussion :

Q. : Selon les ESEE, des différences ont-elles été observées sur le terrain sur le plan de la croissance?
R. : Oui, des différences ont été observées, mais les données devront être évaluées avec les régions pour déterminer s'il y a un effet généralisé.

Q. : Les effets observés sur les œufs étaient-ils reliés à la concentration de sélénium ou à des différences entre les espèces?

R. : L'intervalle de variation entre les espèces est très faible. Donc, en général, la majorité de la variation notée dans les œufs peut être attribuée à la concentration de sélénium. De plus, la sensibilité des espèces n'est pas pertinente, parce que la concentration de sélénium présente sur le terrain est très élevée.

Q. : Comment les déviations rachidiennes surviennent-elles en raison du stress oxydatif?
R. : Nous ne connaissons actuellement pas la réponse à cette question.

Spéciation et devenir des cyanures dans les résidus de mines d'or : étude de cas

G.J. Zagury
Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, B.P. 6079, succ. Centre-Ville, Montréal (Qc), Canada H3C 3A7

Introduction

L'industrie des mines d'or est parmi les plus grands consommateurs de cyanures parce qu'ils ont une affinité très forte avec l'or. Après que le métal précieux a été extrait du minerai, les cyanures sont rejetés sous forme d'effluents ou de résidus solides contaminés. Les cyanures sont très toxiques, et leur toxicité est liée à leur spéciation. La forme de cyanures libres (HCN, CN^-) est classée comme étant le contaminant le plus toxique, parce qu'elle est associée à un fort potentiel d'inhibition du métabolisme, alors que les cyanures complexés par les métaux (p. ex., $Fe(CN)_6^{3-}$, $Fe(CN)_6^{4-}$) sont considérés comme étant moins toxiques (Shifrin *et al.*, 1996).

L'objectif de cette étude de cas était d'analyser la disponibilité et le devenir de cyanures dans des résidus miniers vieillis (six à neuf ans) et frais (trois mois), échantillonnés à des profondeurs de 0,2 et 1,0 m à deux sites d'extraction d'or dans le nord du Québec (Canada).

Matériel et méthodes

Premièrement, une caractérisation physicochimique détaillée des résidus a été effectuée (tableau 1), et des études de lixiviation ont été menées afin d'évaluer la fraction soluble des cyanures et leurs réactivités potentielles. La biodégradation des cyanures a également été étudiée. Les échantillons solides ont été caractérisés pour les cyanures totaux (CN_T) et les cyanures dissociables par des acides faibles (CN_{DAF}, Standard Methods). La fraction aqueuse de l'échantillon a été analysée pour déterminer les CN_T, les CN_{DAF}, le cyanate (CNO^-) et le thiocyanate (SCN^-) (tableau 2). Pour évaluer les populations bactériennes, le dénombrement de l'ensemble des bactéries hétérotrophes et résistantes aux cyanures a été réalisé dans les résidus vieillis [AO (0,2), AO (1), BO (0,2), BO (1)] et les résidus frais [BF (0,2), BF (1)]. Le dénombrement de l'ensemble des bactéries hétérotrophes et résistantes aux cyanures (six lectures) a été réalisé par la méthode du dénombrement sur plaques préparées par étalement (Zagury *et al.*, 2004).

Résultats

La caractérisation physicochimique a montré que les concentrations de CN_T étaient plus élevées et que le pH était plus alcalin dans les résidus frais comparativement aux résidus vieillis. De plus, des concentrations élevées de CN_T, de CN_{DAF}, de CNO^- et de SCN^- ont été mesurées dans la phase aqueuse des résidus frais plus réactifs, mais ces espèces ne sont pas détectables dans les résidus vieillis. En conséquence, des solubilisations de 70 % et 23 % de la teneur en cyanure total pour CN_T et CN_{DAF}, respectivement, ont été obtenues lors des tests de lixiviation sur les échantillons frais

(Zagury *et al.*, 2004). D'autre part, lorsque les essais de lixiviation ont été réalisés sur les résidus vieillis, CN_T et CN_{DAF} n'étaient pas décelables dans la phase aqueuse, ce qui suggère que CN_{SAD} (complexes métal-cyanure forts) est la forme dominante dans les résidus vieillis (tableau 3). Le dénombrement de l'ensemble des bactéries hétérotrophes et résistantes aux cyanures dans les résidus vieillis a montré une population moyenne de 10^5 CFU/g, mais aucune croissance n'a été observée dans les résidus frais. Toutefois, les tests de minéralisation de cyanures ont indiqué la présence, dans les résidus frais et vieillis, d'une microflore dégradant le cyanure libre (Oudjehani *et al*., 2002).

Conclusion

Les résultats de cette étude ont révélé une différence quant aux propriétés physicochimiques (pH, capacité d'échange cationique et capacité tampon), aux concentrations et à la spéciation des cyanures, aux populations bactériennes viables et au comportement du cyanure en termes de lixiviation, et ce, entre des résidus solides frais et vieillis prélevés à deux sites d'extraction d'or. Les résultats indiquent que les espèces de cyanures les plus réactives initialement associées aux résidus solides se sont dégradées dans l'aire du bassin de résidus miniers. On croit que la diminution de la valeur de CN_T au fil du temps (moyenne de 19,5 ± 2,0 mg/kg dans les résidus frais comparativement à 3,2 ± 0,7 mg/kg dans les résidus vieillis) découle principalement de la volatilisation (baisse du pH), de la lixiviation et de la dégradation bactérienne. Les résultats de cette étude ont aussi souligné le rôle de l'activité microbienne dans le devenir des cyanures contenus dans les résidus miniers. La plus grande proportion des espèces stables de cyanures observées dans les résidus vieillis découlent probablement de la dissociation précoce de complexes, allant de faibles à modérément forts. Il est aussi possible qu'une partie du cyanure libre libéré ait été transformée durant l'altération atmosphérique en formes plus stables, telles que les complexes de ferrocyanure ou de ferricyanure.

Tableau 1 : Propriétés physicochimiques des résidus solides vieillis et frais

Propriétés[a]	AO (0,2)	AO (1)	BO (0,2)	BO (1)	BF (0,2)	BF (1)
pH (eau)	7,6 ± 0,1	8,3 ± 0,1	7,3 ± 0,1	7,4 ± 0,1	10,5 ± 0,1	10,6 ± 0,1
pH ($CaCl_2$)	7,2 ± 0,1	7,5 ± 0,1	7,1 ± 0,1	7,1 ± 0,1	10,1 ± 0,1	10,0 ± 0,1
Matières volatiles totales (% p/p)	2,1 ± 0,3	0,8 ± 0,3	3,2 ± 0,2	3,0 ± 0,2	2,4 ± 0,1	2,6 ± 0,2
Teneur en eau (% p/p)	23,1 ± 0,2	20,9 ± 1,1	26,9 ± 0,1	24,3 ± 0,3	20,8 ± 1,1	21,7 ± 0,2
CEC (mEq/100 g de poids sec)	34,9 ± 9,9	54,0 ± 5,8	35,4 ± 6,1	24,3 ± 1,8	2,9 ± 0,3	2,3 ± 0,6

[a] Les résultats sont présentés sous forme de « moyenne ± écart-type » (n = 3).

Tableau 2 : Concentrations des espèces de cyanures dans des résidus de mines d'or vieillis et frais

Phase solide[a]	AO (0,2) (mg/kg)	AO (1) (mg/kg)	BO (0,2) (mg/kg)	BO (1) (mg/kg)	BF (0,2) (mg/kg)	BF (1) (mg/kg)
CN_T	4,8 ± 0,5	2,4 ± 0,3	2,4 ± 0,3	3,4 ± 0,3	17,0 ± 1,7	22,0 ± 1,0
CN_{DAF}	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	3,1 ± 0,6	2,8 ± 0,5
Surnageant	AO (0,2) (mg/L)	AO (1) (mg/L)	BO (0,2) (mg/L)	BO (1) (mg/L)	BF (0,2) (mg/L)	BF (1) (mg/L)
CNO^-	< 0,5	< 0,5	- [b]	-	93	98
SCN^-	< 0,5	41	-	-	300	270
CN_T	< 0,01	0,94	-	-	110	130
CN_{DAF}	< 0,01	< 0,01	-	-	23	110

[a] Les résultats sont présentés sous forme de « moyenne ± écart-type » (n = 3).

Tableau 3 : Comparaison entre la teneur en cyanure total des résidus solides, mesurée par la méthode standard 4500-CN^- C, et la teneur en cyanure total libéré dans le NaOH

Échantillons	CN_T 4500-CN^- C (mg/kg)	CN_T (NaOH, 10 % p/v) (mg/kg)	Complexes cyanurés, faibles à modérés[a] (%)	Complexes cyanurés très forts[b] (%)
AO (0,2)	4,8	31,2	15,4	84,6
AO (1)	2,4	8,6	27,9	72,1
BO (0,2)	2,4	13,7	17,5	82,5
BO (1)	3,4	10,4	32,7	67,3
BF (0,2)	17	37,7	45,1	54,9
BF (1)	22	41,6	52,9	47,1

[a] Calculé comme suit : (CN_T 4500-CN^- C/CN_T NaOH) × 100.
[b] Calculé comme suit : 100 - (CN_T 4500-CN^- C/CN_T NaOH) × 100.

Références

Oudjehani, K., G.J. Zagury et L. Deschênes. 2002. « Natural attenuation potential of cyanide via microbial activity in mine tailings », *Appl. Microbiol. Biotech.*, 58 : 409-415.

Shifrin, N.S., B.D. Beck, T.D. Gauthier, S.D. Chapnick et G. Goodman. 1996. « Chemistry, toxicology and human health risk of cyanide compounds in soils at former manufactured gas plant sites », *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 23 : 106-116.

Zagury, G.J., K. Oudjehani et L. Deschênes. 2004. « Characterization and availability of cyanide in solid mine tailings from gold extraction plants », *Sci. Total Environ.*, 320 : 211-224.

Questions/Discussion :

Q. : Y a-t-il une façon de connaître le rythme de la dégradation des cyanures?

R. : Non, parce qu'actuellement, les périodes utilisées pour les études étaient de trois mois et six ans; étant donné cette période de temps, il était impossible de réaliser une interpolation linéaire.

Les réactifs miniers et les sous-produits (par exemple les sulfosels) comme substances toxiques potentielles dans les effluents miniers

B. Vigneault[1], M. Desforges[2] et J. McGeer[3]
[1] Commission géologique du Canada, Ressources naturelles Canada
[2] Laboratoires des mines et des sciences minérales de CANMET, Ressources naturelles Canada
[3] Université Wilfrid Laurier

Introduction

En plus des substances nocives réglementées, les substances toxiques potentielles dans les effluents miniers comprennent souvent d'autres constituants inorganiques et organiques des effluents miniers. Les constituants non métalliques des effluents comprennent des réactifs de procédés et des produits chimiques de traitement des eaux usées ainsi que leurs sous-produits. Les réactifs de procédés comprennent les moussants et les collecteurs. Les xanthates sont souvent utilisés comme collecteurs durant le traitement des minerais sulfurés par flottation. La flottation de minerais sulfurés entraîne aussi la production de sulfosels, lesquels sont composés de plusieurs anions sulfures : thiosulfate de sulfosel, trithionate, tétrathionate et d'autres polythionates. Le procédé de traitement de l'eau le plus courant pour les mines de métaux est le chaulage, lequel est utilisé pour augmenter le pH et pour faire précipiter les métaux traces; cependant, ce processus génère des concentrations élevées de calcium et de sulfates. Il est aussi possible d'utiliser des réactifs polymériques conçus pour faire précipiter les métaux traces. Enfin, des floculants, comme des floculants polyacrylamides anioniques, peuvent aussi être utilisés dans certains cas pour éliminer les matières solides dans le traitement des eaux minières usées.

Il y a relativement très peu d'études publiées sur la contribution potentielle des constituants non métalliques des effluents miniers à la toxicité de l'effluent. De Rosemond et Liber (2004) ont déterminé qu'un floculant cationique représentait la principale source de toxicité pour l'invertébré *Ceriodaphnia dubia* dans l'effluent de la mine de diamants d'Ekati. Elphick *et al*. (2001) ont déterminé qu'un agent de flottation était la source de toxicité pour *C. dubia* dans l'effluent de la mine d'Eskay Creek. Enfin, Stekoll *et al*. (2009) ont laissé entendre que les concentrations élevées de calcium dans l'effluent de la mine de Red Dog pouvaient nuire au processus de fécondation chez les salmonidés.

Ainsi, des analyses ont été réalisées pour évaluer la toxicité des agents de flottation et de traitement pour les organismes aquatiques, et ce, à l'aide des espèces pouvant faire l'objet d'essais selon le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM). Les paramètres de toxicité obtenus ont été comparés aux intervalles de concentrations attendues dans les effluents miniers afin de fournir des données sur le niveau de dépistage dans le contexte de la détermination, de l'évaluation, de la réduction et de la recherche des causes de la toxicité.

Matériel et méthodes

Différentes substances ont été mises à l'essai à l'aide des essais et des méthodes recommandées dans le REMM. Les essais de toxicité aiguë qui ont été réalisés comprennent la détermination de la létalité sur l'invertébré *Daphnia magna* (48 heures) et le poisson *Oncorhynchus mykiss* (Truite arc-en-ciel, 96 heures). Les essais de toxicité sublétale qui ont été réalisés comprennent la détermination de l'inhibition de la croissance sur l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata* (anciennement *Selenastrum capricornutum*, 72 heures), sur la plante *Lemna minor* (sept jours) et sur une larve de poisson, *Pimephales promelas* (Méné à grosse tête, sept jours), ainsi que la détermination de l'inhibition de la reproduction pour l'invertébré *Ceriodaphnia dubia* (sept jours). Les variables de létalité (sept jours) pour *C. dubia* sont également consignées. Les substances mises à l'essai comprennent deux xanthates (isopropylxanthate de sodium [NAX] et amylxanthate de potassium [KAX]), deux espèces d'anions sulfures (sulfosels) (thiosulfate et tétrathionate), un floculant (Magnafloc 10) et deux substances chimiques utilisées pour faire précipiter les métaux (Nalmet 8702 et chaux).

Résultats et analyse

Réactifs de procédés et sous-produits

Xanthates. Bien que très peu de renseignements existent sur les concentrations résiduelles de xanthates dans les effluents rejetés, les essais de toxicité réalisés et les données publiées semblent indiquer que les xanthates peuvent être considérés comme étant des substances toxiques potentielles. Les deux xanthates ont montré une toxicité pour les trois espèces analysées, c'est-à-dire *C. dubia*, *P. subcapitata* et *L. minor*, à l'intérieur des intervalles de concentrations attendues dans l'effluent rejeté. L'espèce la plus sensible a été l'algue *P. subcapitata* avec une concentration inhibitrice (CI_{25}) après 72 heures d'environ 0,5 mg/L pour les deux xanthates, tandis que l'espèce la moins sensible était *C. dubia* avec une CI_{25} d'environ 3 mg/L pour les deux xanthates (figure 1). Ces résultats d'essais de toxicité sont comparables aux données mentionnées dans la documentation. Xu *et al*. (1988) ont signalé une concentration inhibitrice pour *L. minor* inférieure à 10 mg/L pour l'éthylxanthate de sodium, l'isopentylxanthate de sodium et l'isobutylxanthate de sodium. Xu *et al*. (1988) ont aussi signalé une concentration effective 50 % (CE_{50}) après 48 heures pour *Daphnia magna* de 0,35 mg/L pour l'éthylxanthate de sodium et de 3,7 ppm pour l'isopropylxanthate de sodium. Il est difficile d'estimer l'exposition potentielle aux xanthates dans le milieu aquatique. Tout d'abord, la demi-vie des xanthates dans un milieu ambiant est d'environ quatre jours (Boening, 1998). Ensuite, il existe peu d'information sur les concentrations attendues de ces composés dans les eaux recevant l'effluent, ou dans l'effluent en tant que tel, mais les concentrations signalées varient de 10 µg/L à 4,0 mg/L. Ces valeurs laissent entendre que la possibilité de toxicité reliée à ces composés ne peut pas être écartée puisque toutes nos CI_{25} mesurées se situent dans cette plage.

Sulfosels. Le thiosulfate ($S_2O_3^{2-}$) était généralement plus toxique que le tétrathionate ($S_4O_6^{2-}$), tel que l'indique sa CI_{25} inférieure (figure 2). La sensibilité aux sulfosels variait d'aucune réponse pour la Truite arc-en-ciel à une CI_{25} de 59,4 mg S_2O_3/L pour *C. dubia* (figure 2). La toxicité aiguë du thiosulfate pour *D. magna* était aussi supérieure à celle du tétrathionate (figure 2, CE_{50} à environ 300 et 750 mg/L, respectivement). En comparaison, des concentrations allant jusqu'à 800 mg/L ont été mises à l'essai, puisque certains signalements font état de concentrations atteignant 700 mg/L dans des effluents miniers. Pour tous les essais réalisés avec le thiosulfate et le tétrathionate, les solutions

de sulfosel étaient stables, c'est-à-dire qu'aucune diminution du pH n'a été observée pendant la durée de l'essai. À notre connaissance, aucune donnée n'est disponible dans la documentation sur la toxicité des sulfosels pour ces organismes aquatiques ou pour tout autre organisme aquatique. Le potentiel de toxicité du thiosulfate est tout de même assez faible, car les concentrations inhibitrices seront dans la plupart des cas supérieures aux concentrations attendues dans les effluents. Cependant, la toxicité relativement élevée du thiosulfate pour *C. dubia* (7 jours, $CI_{25reprod.}$ = 59 mg/L) représente une préoccupation potentielle. En outre, certaines espèces de sulfosels s'oxydent facilement, et la production d'acide dans une solution à partir de la dégradation de sulfosels a été observée au cours d'essais de toxicité réalisés en laboratoire et *in situ*. Ce potentiel de diminution du pH dans le milieu en aval représente un mode possible de toxicité indirecte qui n'a pas été examiné dans cette étude.

Produits chimiques de traitement des eaux usées et leurs sous-produits

Magnafloc 10. Les paramètres de toxicité sublétale ont montré une sensibilité supérieure à Magnafloc 10 comparativement à la toxicité aiguë, sauf pour l'organisme le moins sensible soumis aux essais de toxicité sublétale, soit *P. promelas*, avec une CI_{25} à sept jours de 141 mg/L (croissance, figure 3). Aucune donnée n'est présente dans la documentation scientifique sur la toxicité sublétale de Magnafloc 10 ou la toxicité sublétale de tout floculant polyacrylamide anionique pour *P. subcapitata*, *L. minor* ou *P. promelas*. La concentration létale à 96 heures de Magnafloc 10 pour la Truite arc-en-ciel était de 58 mg/L, ce qui est dans le même ordre de grandeur que la valeur signalée de 18 mg/L (Ciba, 2004). La puce d'eau *Daphnia magna* s'est révélée être l'organisme le moins sensible parmi les organismes soumis à l'essai, avec seulement 10 % de mortalité observée à la concentration la plus élevée (CL_{50} à 48 heures, > 903 mg/L). Cette concentration létale 50 % (CL_{50}) est supérieure à celle des autres valeurs de CE_{50} signalées pour *D. magna* (212 mg/L, Ciba, 2003; > 50 mg/L, Ciba, 2004). La concentration maximale attendue de floculant dans l'effluent final se situe à environ 4 mg/L, d'après une hypothèse exagérément conservatrice voulant que tous les floculants ajoutés soient déversés dans l'effluent final.

Nalmet. Nous avons réalisé des essais de toxicité sublétale avec Nalmet sur deux espèces, *C. dubia* et *P. subcapitata*, qui ont montré des sensibilités similaires (figure 3). La $CI_{25croissance}$ à 72 heures pour *P. subcapitata* était de 4,2 mg/L et la $CI_{25reproduction}$ à sept jours pour *C. dubia* était de 3,9 mg/L. Les variables de létalité pour *C. dubia* ont également été consignées. Pour *C. dubia*, un taux de mortalité de 100 % a été observé aux deux concentrations de Nalmet les plus élevées (100 et 1000 mg/L). La documentation scientifique actuelle ne comporte aucune donnée permettant de comparer ces valeurs de toxicité aux concentrations résiduelles pour les effluents miniers. Les concentrations déversées pourraient varier de moins de 2 mg/L jusqu'à 10-40 mg/L, ce qui est la dose habituelle pour cet usage dans les eaux usées (NICNAS, 1996).

Chaulage. Nous avons évalué les concentrations de calcium (sous forme de $CaSO_4$) chez trois espèces soumises aux essais de toxicité sublétale, c'est-à-dire *C. dubia*, *L. minor* et *P. subcapitata*, à des concentrations s'approchant de celles mesurées dans un effluent chaulé. Les résultats ont montré que *C. dubia* était l'organisme le moins sensible des trois, avec une CI_{25} moyenne de 460 mg de Ca/L. *L. minor* était l'organisme le plus sensible au Ca, avec une CI_{25} moyenne de 59 et de 106 mg de Ca/L (nombre de frondes et poids sec, respectivement). *P. subcapitata* présentait une sensibilité intermédiaire avec une CI_{25} de 492 mg de Ca/L. Nos résultats de toxicité se situent dans le même intervalle que les autres résultats obtenus pour la CL_{50} de Ca signalés par Goodfellow *et al*. (2000),

où les valeurs de toxicité aiguë calculées étaient les suivantes : *Daphnia pulex*, CE_{50} à 48 heures de 499 mg/L; *P. promelas*, CL_{50} à 96 heures de 266 mg/L.

Conclusion

Mis ensemble, les renseignements existants suggèrent que les constituants non métalliques des effluents devraient être considérés comme causes potentielles des effets précédents. Cet aspect pourrait s'avérer particulièrement important, puisque la plupart de ces constituants ne sont pas traités ou sont présentement générés par le processus de traitement conventionnel des effluents miniers. Enfin, la recherche des causes pour les effluents de mines de métaux ne doit pas se limiter aux substances dangereuses indiquées dans le REMM, ni aux paramètres de surveillance des ESEE.

Remerciements

Nous aimerions souligner la contribution de Jennifer Beyak (anciennement CANMET-LMSM), d'Isabelle Gosselin (anciennement CANMET-LMSM) et de Morgan King pour les analyses de toxicité. Nous désirons aussi remercier Carrie Rickwood pour la révision de la version préliminaire du présent résumé long. Enfin, nous voulons aussi souligner le soutien offert par Thiosalts Consortium, Xstrata Nickel Canada et Iron Ore Company of Canada.

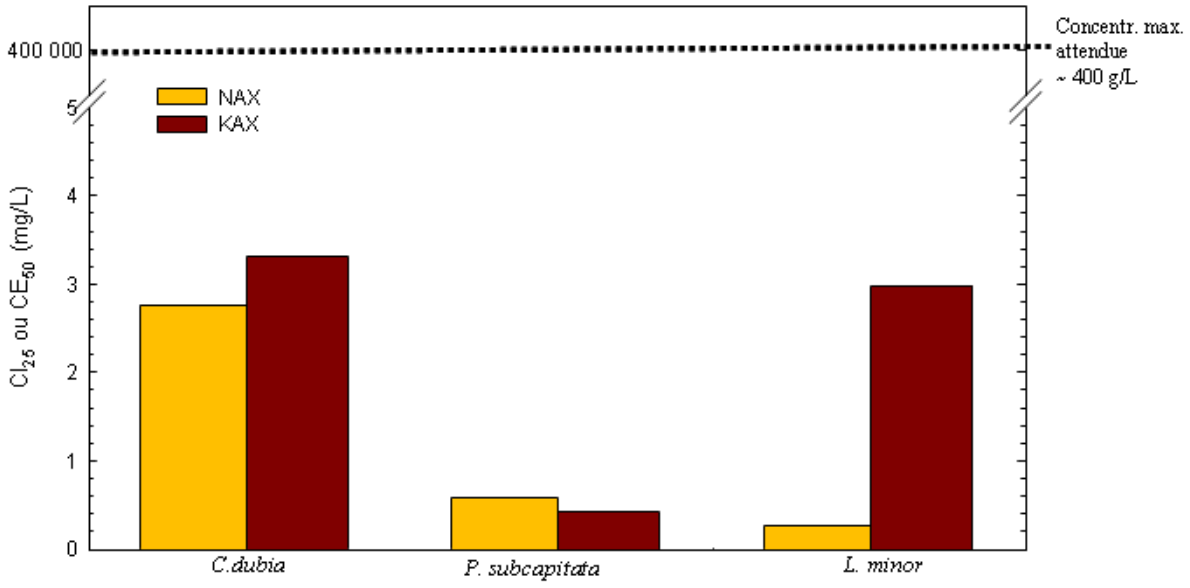


Figure 1 : Toxicité sublétale de l'isopropylxanthate de sodium (NAX) et de l'amylxanthate de potassium (KAX) pour *Ceriodaphnia dubia* (reproduction), *Pseudokirchneriella subcapitata* (croissance) et *Lemna minor* (nombre de frondes)

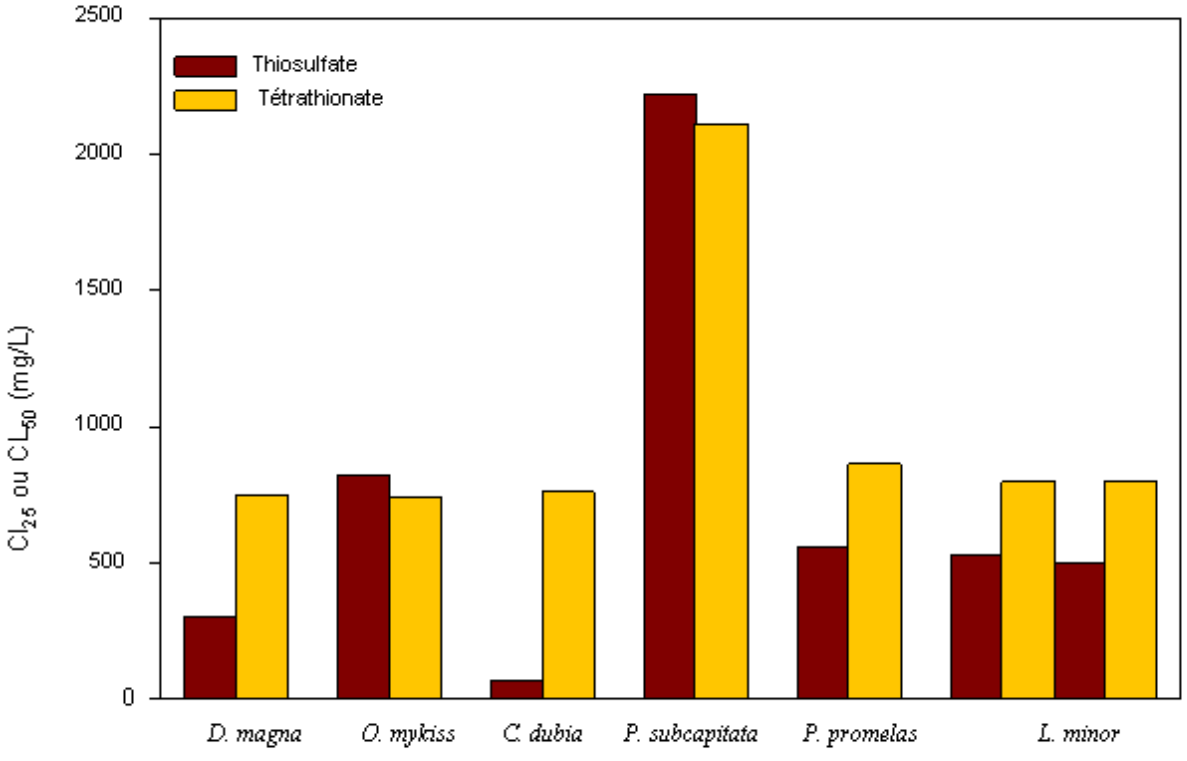


Figure 2 : Toxicité aiguë du thiosulfate et du tétrathionate pour *Daphnia magna* (létalité) et *Oncorhynchus mykiss* (létalité pour la Truite arc-en-ciel) et toxicité sublétale pour *Ceriodaphnia dubia* (reproduction), *Pseudokirchneriella subcapitata* (croissance), *Pimephales promelas* (Méné à grosse tête, croissance) et *Lemna minor* (nombre de frondes et poids sec)

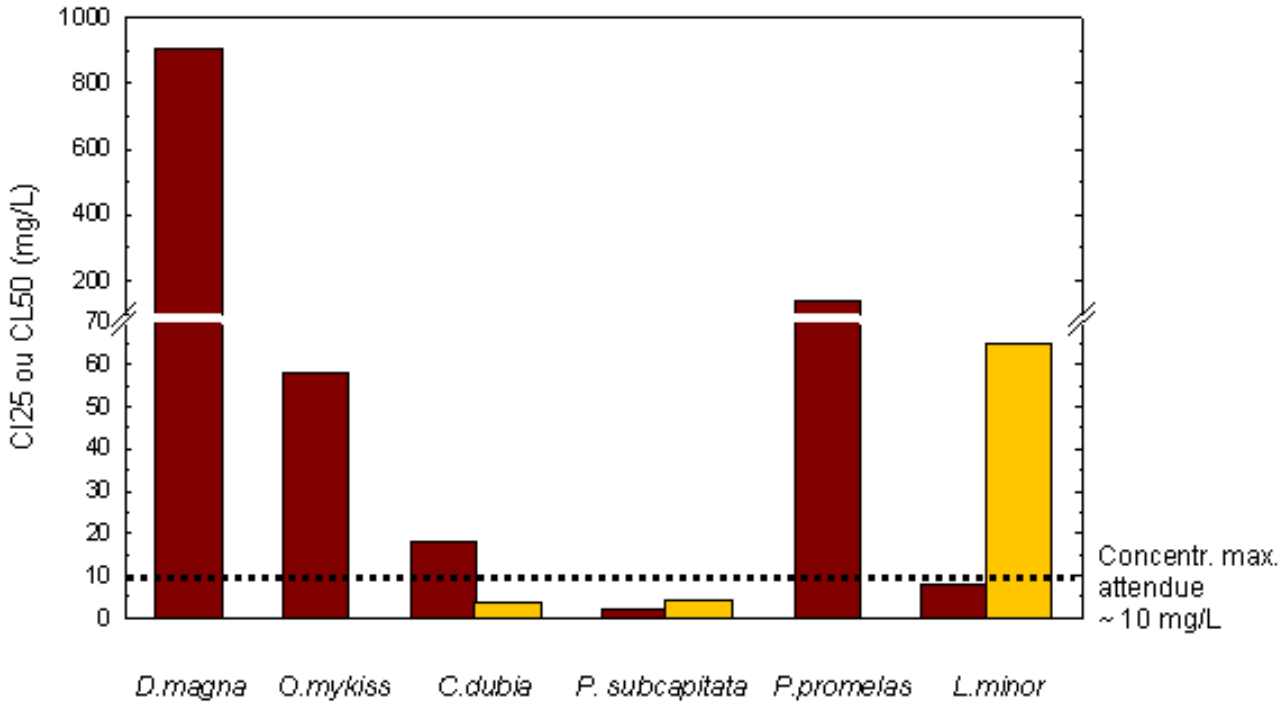


Figure 3 : Toxicité aiguë de Magnafloc 10 et de Nalmet pour *Daphnia magna* (létalité) et *Oncorhynchus mykiss* (létalité pour la Truite arc-en-ciel) et toxicité sublétale pour *Ceriodaphnia dubia* (reproduction), *Pseudokirchneriella subcapitata* (croissance), *Pimephales promelas* (Méné à grosse tête, croissance) et *Lemna minor* (nombre de frondes)

Références

Boening, D.W. 1998. « Aquatic toxicity and environmental fate of xanthates », *Min. Eng.*, 50 : 65-68.

Ciba. 2003. *Fiche signalétique – Magnafloc 10*. Ciba Spécialités Chimiques Canada Inc.

Ciba. 2004. *Fiche signalétique – Magnafloc 10*. Ciba Spécialités Chimiques Canada Inc.

De Rosemond, S.J.C., et K. Liber. 2004. « Wastewater treatment polymers identified as the toxic component of a diamond mine effluent », *Environ. Toxicol. Chem.*, 23 : 2234-2242.

Elphick, J.R., H.C. Bailey et P.M. Murphy. 2001. « Toxicity Identification Evaluation of effluent from a mine », dans *25th Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium*, September 24 - 27, 2001, Campbell River, BC.

Goodfellow, W.L., L.W. Ausley, D.T. Burton *et al*. 2000. « Major ion toxicity in effluents: A review with permitting recommendations », *Environ. Toxicol. Chem.*, 19 : 175-182.

NICNAS – National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme. 1996. *Polymer in NALMET 8702*. Camperdown (NSW, Australia). File No: NA/458.

Stekoll, M.S., W.W. Smoker, B.J. Failor-Rounds *et al*. 2009. « Response of the early developmental stages of hatchery reared salmonids to major ions in a simulated mine effluent », *Aquacult*., 298 : 172-181.

Xu, Y., J.P. Lay et F. Korte. 1988. « Fate and effects of xanthates in laboratory freshwater systems », *Bull. Environ. Contam. Toxicol*., 41 : 683-689.

Questions/Discussion :

Q. : Y a-t-il des concentrations de non-métaux ayant une incidence sur l'absorption de nutriants chez les poissons?
R. : Oui, il est possible que des constituants non métalliques de l'effluent aient une incidence sur l'absorption des nutriants par les poissons. Cependant, l'étude actuelle ne nous a pas permis d'obtenir de données appuyant cette hypothèse. Aucune des données sur la toxicité présentées n'est nécessairement reliée aux données sur les algues et les plantes.

Commentaire : Le calcium est très réactif avec cet essai, mais il peut aussi avoir une incidence sur l'absorption de nutriants chez les poissons.

Commentaire : Les études portant sur les xanthates doivent être publiées afin que les mines connaissent davantage les résultats et les répercussions de cette situation sur l'industrie des mines de métaux.

Séance 3 : Survol des régions et études de cas

Études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux de la région de l'Atlantique

S.E. Maher
Environnement Canada, région de l'Atlantique

Au moment de sa publication en 2002, le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) ne s'appliquait qu'à quatre mines dans la région de l'Atlantique. En 2009, ce nombre était passé à dix. Six de ces dix mines sont situées à Terre-Neuve-et-Labrador, trois au Nouveau-Brunswick et une est située en Nouvelle-Écosse. Comme le montre le tableau 1, il s'agit de mines de métaux de base, de métaux précieux et de métaux ferreux, et ces mines sont soit à ciel ouvert, soit souterraines. Une mine rejette ses effluents dans un habitat marin, tandis que les neuf autres rejettent leurs effluents dans des habitats d'eau douce.

Tableau 1 : Répartition des mines de la région de l'Atlantique par type de mine et par milieu récepteur

Type de mine	Nombre de mines	Métaux exploités	Milieu récepteur
Métaux de base	6	2 – zinc/plomb	rivière
		2 – zinc/plomb/cuivre/argent	ruisseau
		1 – zinc/cuivre	ruisseau
		1 – nickel/cuivre/cobalt	estuaire marin
Métaux précieux	2	or	ruisseau, étang
Métaux ferreux	2	fer	lac, rivière

Selon la date où elles sont devenues assujetties au REMM, certaines mines de la région de l'Atlantique ont complété deux phases d'études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE), alors que d'autres, visées plus récemment, n'ont toujours pas mené leur première étude de suivi biologique. La figure 1 présente la situation des mines de la région de l'Atlantique dans le cadre du Programme d'ESEE des mines de métaux.

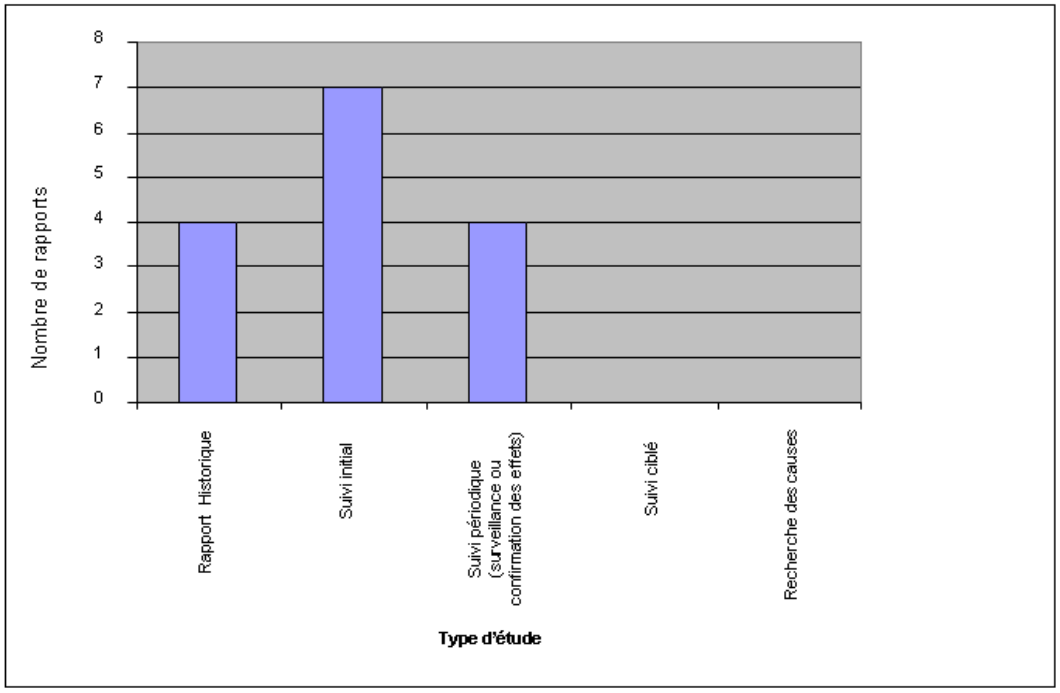


Figure 1 : ESEE dans la région de l'Atlantique

Deux des quatre mines de la région de l'Atlantique initialement visées par le REMM ont confirmé des effets biologiques dans le milieu récepteur et passeront maintenant du suivi périodique au suivi ciblé (portée géographique et ampleur) durant la prochaine phase de suivi. Ces deux mines ont confirmé la présence d'effets chez les poissons et au sein de la communauté d'invertébrés benthiques. Les critères précis associés à ces effets confirmés sont détaillés aux tableaux 2 et 3.

Tableau 2 : Mine 1 : Effets biologiques confirmés

Volets	Indicateurs d'effets	Résultats des phases 1 et 2
Communauté d'invertébrés benthiques	Densité	> SCE ± 2 ET (expos. < référence)
	Richesse taxonomique	> SCE ± 2 ET (expos. < référence)
	Indice de Bray-Curtis	> SCE ± 2 ET (expos. > référence)
Étude des poissons (destructr.)	Lac Whitefish – mâles : taille selon l'âge (poids)	SS (expos. < référence)
	Meunier rouge – mâles : taille selon l'âge (poids)	> SCE ± 25 % ET (expos. < référence)
	Meunier rouge – femelles : taille selon l'âge (poids)	> SCE ± 25 % ET (expos. < référence)
	Meunier rouge – femelles : condition	> SCE ± 10 % ET (expos. < référence)

Légende : SS = statistiquement significatif, SCE = seuil critique d'effet, ET = écart-type.

Tableau 3 : Mine 2 : Effets biologiques confirmés

Volets	Indicateurs d'effets	Résultats des phases 1 et 2
Communauté d'invertébrés benthiques	Richesse taxonomique	> SCE ± 2 ET (expos. < référence)
	Indice de Bray-Curtis	> SCE ± 2 ET (expos. > référence)
Étude des poissons (non destructr.)	Meunier noir : croissance (longueur et poids des jeunes de l'année)	SS (expos. > référence)
	Meunier noir : condition	SS (expos. < référence)
	Meunier noir : survie	SS

Légende : SS = statistiquement significatif, SCE = seuil critique d'effet, ET = écart-type.

Des problèmes techniques et/ou des facteurs de confusion ont été observés durant les ESEE à certaines mines de la région de l'Atlantique, ce qui a rendu impossible la mesure de tous les indicateurs d'effets requis et a entraîné un certain degré d'incertitude dans l'attribution des effets observés à l'effluent de la mine dans l'étude de suivi initial. Cependant, en raison de l'expérience et des connaissances acquises dans le cadre des ESEE initiales, plusieurs des problèmes techniques et/ou des facteurs de confusion ont été résolus en modifiant le plan des ESEE subséquentes. Dans le cas des mines ayant modifié leur plan d'étude entre les phases des ESEE, elles demeurent en suivi périodique pour la phase suivante des ESEE afin de permettre la réalisation d'une étude de confirmation des effets utilisant le même plan d'étude. Le tableau 4 présente certains problèmes techniques et facteurs de confusion observés dans la région de l'Atlantique.

Tableau 4 : Problèmes techniques et facteurs de confusion observés durant les ESEE dans la région de l'Atlantique

Problèmes techniques	Facteurs de confusion
• sélection du poisson approprié pour l'ESEE • moment inapproprié des relevés nuisant à l'obtention des mesures sur la reproduction • sélection d'une méthode de remplacement si aucun poisson n'est présent ou si les poissons présents ne sont pas appropriés pour l'ESEE • différentes méthodes d'échantillonnage des poissons utilisées entre les zones étudiées • sélection du meilleur habitat aux fins des ESEE (p. ex., cours d'eau par rapport à étang) • obtention d'un échantillon de tissus de poissons dans une étude non destructrice	• contamination historique (le plus souvent le résultat de l'exploitation de la mine actuelle) • difficulté à déterminer une zone de référence appropriée (p. ex., aucune zone de référence disponible dans le même bassin versant, la zone de référence est un cours d'eau en amont d'une rivière touchée en aval) • différences quant à l'habitat entre la zone exposée et la zone de référence (p. ex., type d'habitat, type de substrat, profondeur de l'eau, débit, végétation, couvert) • barrage de castors empêchant le passage des poissons

Pour la prochaine phase des ESEE dans la région de l'Atlantique, deux mines réaliseront une étude de suivi ciblé (portée géographique et ampleur), cinq mines réaliseront une étude de suivi périodique (surveillance ou confirmation des effets) et une mine réalisera une étude de suivi initial. Deux des dix mines actuellement visées par le REMM se sont placées sous la protection de la loi sur les faillites en 2009. Des discussions relatives aux exigences réglementaires, y compris celles figurant à l'annexe 5 (ESEE), sont actuellement en cours. Aucune mine ne réalisera une étude de recherche des causes au cours de la prochaine phase des ESEE dans la région de l'Atlantique. Quant à savoir si d'autres mines seront visées par le REMM au cours des prochaines années, il est possible que six nouvelles mines s'ajoutent aux mines déjà visées par le REMM et doivent ainsi réaliser une ESEE.

Études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux de la région du Québec

R. Chabot[1]
[1] Environnement Canada, région du Québec

Au moment de sa publication en 2002, le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) s'appliquait à 20 mines dans la région du Québec. Actuellement, le REMM vise 27 mines classées dans l'une des trois catégories suivantes : mines de métaux de base, mines de métaux précieux et mines de métaux ferreux. Les milieux récepteurs des effluents des mines du Québec sont des ruisseaux, des rivières, des marais, des étangs ou des lacs. Des 20 mines visées par le REMM en 2002, 16 ont complété deux phases d'études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE), alors que parmi les 11 autres des 27 mines actuellement visées, seulement quatre ont terminé leur première étude de suivi biologique. Des effets biologiques confirmés ont été signalés pour six mines sur 16, lesquelles doivent maintenant réaliser un suivi ciblé. Pour diverses raisons, certaines mines ont dû changer l'une de leurs zones d'étude pendant la deuxième phase, et une mine a dû changer d'espèces sentinelles. Pour d'autres mines, l'habitat des zones exposées et de référence était différent, et aucun effet n'a donc pu être confirmé. Enfin, certains facteurs de confusion se sont avérés difficiles à surmonter, et d'autres approches de suivi pourraient être envisagées à certaines mines lors des prochaines phases des ESEE.

Bref survol des études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux de la région de l'Ontario

W. Plant[1] et D. Audet[1]
[1] Environnement Canada, région de l'Ontario

Mines en Ontario

Quand le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) a été publié en 2002, il y avait 20 mines assujetties au REMM dans la région de l'Ontario, tandis qu'il y en a actuellement 35 (figure 1). Trois autres mines pourraient être visées par le REMM dans un avenir rapproché. Depuis 2002, une mine s'est vue décerner le statut reconnu de mine fermée.

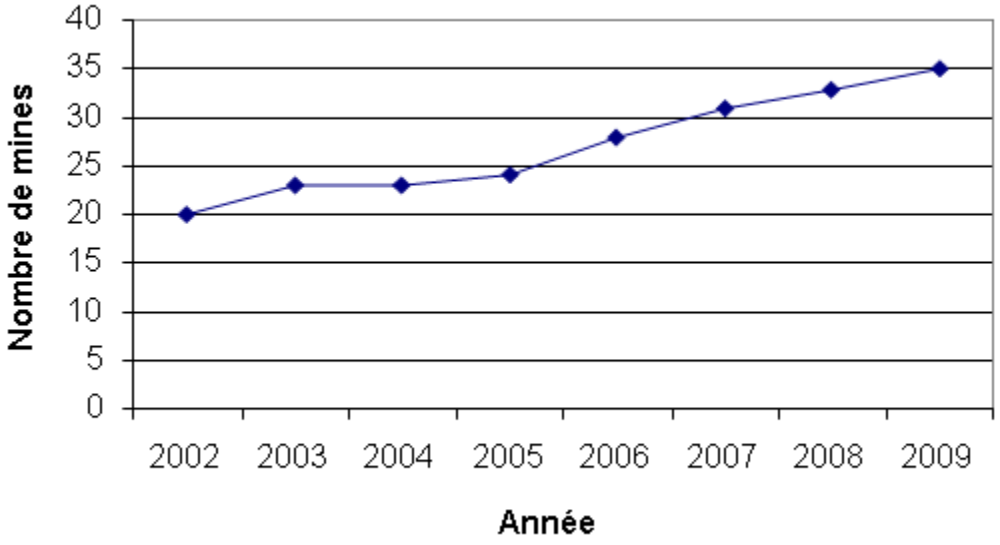


Figure 1 : Nombre de mines en Ontario par année depuis la publication du REMM en 2002

Types de mines en Ontario
Actuellement, l'Ontario compte uniquement des mines de métaux de base et de métaux précieux, à peu près à parts égales.

Milieux récepteurs
Les ruisseaux représentent les milieux récepteurs les plus courants (41 %) pour les effluents miniers dans la région de l'Ontario; cependant, les rejets dans les rivières (31 %) et les lacs (28 %) sont aussi très courants.

Stade d'avancement des mines dans le Programme d'ESEE
La plupart des mines de la région de l'Ontario ont récemment présenté leur deuxième rapport d'interprétation d'ESEE aux fins du REMM. Certaines des mines nouvellement visées par le REMM ne sont pas encore rendues à ce stade (figure 2). Dans le cas des mines de l'Ontario qui ont achevé deux phases de l'étude de suivi des effets sur l'environnement, 12 mines (63 %) continueront le suivi périodique, six mines (32 %) passeront à un suivi ciblé (portée géographique et ampleur ou recherche des causes) et une mine (5 %) réalisera une étude de suivi minimale de six ans.

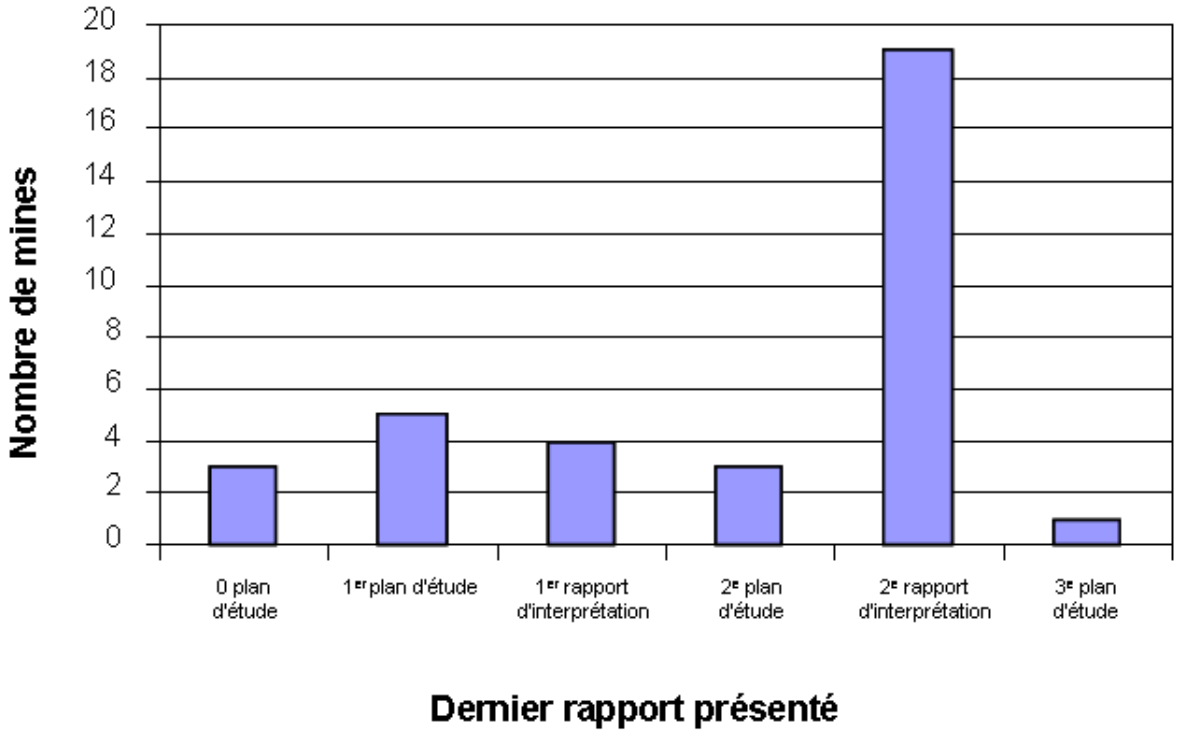


Figure 2 : Dernier rapport présenté par les mines de l'Ontario indiquant leur stade d'avancement dans le Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement du *Règlement sur les effluents des mines de métaux*

Étude de recherche des causes

Une mine de l'Ontario a réalisé une étude de recherche des causes afin de déterminer les effets reliés à la mine sur la communauté d'invertébrés benthiques. La mine a installé des trappes à sédiments pour évaluer les taux actuels de dépôt et la qualité des sédiments. Des carottes de sédiments ont été prélevées pour effectuer une datation au plomb 210 et une analyse chimique afin de déterminer l'âge et la qualité des sédiments à diverses profondeurs, et ce, en vue de mieux comprendre si l'exposition à des paramètres élevés préoccupants est principalement reliée aux dépôts historiques de contaminants ou à de plus récents dépôts. La mine a réalisé une analyse chimique de l'eau interstitielle pour avoir une indication de la biodisponibilité des métaux dans les sédiments et des conditions aquatiques auxquelles les invertébrés benthiques sont exposés. La mine a installé des enregistreurs de données pour mieux comprendre les conditions ayant une incidence sur les invertébrés benthiques à proximité de l'interface sédiment-eau au cours d'une période prolongée. Des échantillons de l'eau du milieu récepteur ont été prélevés mensuellement à proximité de l'interface sédiment-eau pour en évaluer la qualité. Des échantillons de sédiments ont aussi été soumis à des essais pour en évaluer la toxicité à l'aide de l'essai de survie et de croissance de l'amphipode *Hyalella azteca* après 14 jours, de l'essai de survie et de croissance de *Chironomus riparius* après 10 jours et de l'essai de survie, de croissance et de reproduction de *Tubifex tubifex* après 28 jours. Enfin, une étude de la communauté d'invertébrés benthiques a été réalisée afin de comparer les données avec celles obtenues au cours des deux précédentes études menées sur le terrain.

Difficultés techniques observées

De nombreuses mines ont de la difficulté à capturer un nombre suffisant de poissons pour réaliser une étude statistiquement significative. Une telle situation peut s'expliquer en partie du fait que de nombreux milieux récepteurs du nord de l'Ontario, utilisés par les exploitations minières pour rejeter leur effluent traité, sont de petite taille et sont peu productifs.

De plus, un certain nombre de mines de l'Ontario ont eu de la difficulté à trouver des zones de référence convenables en vue de les comparer aux zones exposées des mines. Plusieurs mines de l'Ontario rejettent leurs effluents dans des lacs de tête, et il est difficile d'établir une comparaison avec de tels lacs.

Il est difficile d'établir des estimations d'âge exactes pour les espèces de petits poissons en utilisant les écailles. Dans la région de l'Ontario, nous avons demandé des estimations de l'âge à l'aide de structures calcifiées telles que les otolites afin d'améliorer les estimations.

Souvent, les mines de la région de l'Ontario rejettent leurs effluents dans des milieux récepteurs où d'autres effets anthropiques peuvent se produire et ainsi créer une confusion avec les effets de ces effluents. Par exemple, une mine peut rejeter son effluent dans un milieu récepteur qui reçoit aussi des eaux de ruissellement d'origine urbaine ou agricole. De plus, d'autres installations minières sont souvent présentes dans la région et peuvent rejeter leur effluent dans le même bassin versant. Il est possible que des mines fermées rejettent encore des effluents provenant de leurs bassins de résidus dans la zone de la mine actuellement visée par le REMM. Il est possible qu'une contamination historique des sédiments provenant des mines ait toujours une incidence sur le milieu récepteur actuel, même si la mine répond aux normes en vigueur pour les effluents.

Initiatives et partenariats de l'Ontario

La région de l'Ontario d'Environnement Canada a travaillé en partenariat avec des chercheurs universitaires, le ministère de l'Environnement de l'Ontario, d'autres scientifiques du gouvernement fédéral et des représentants de l'industrie pour concevoir et élaborer une approche fondée sur les conditions de référence en vue d'obtenir des données de référence utiles sur les invertébrés benthiques pour les mines n'ayant pas de zone de référence convenable. L'objectif était de constituer un grand réseau de sites de référence pouvant être utilisés pour évaluer les effets miniers en détectant toute anomalie au sein de la structure de la communauté d'invertébrés benthiques.

La région de l'Ontario a également travaillé sur un projet visant à déterminer les meilleures structures de détermination de l'âge pour les espèces de poissons de petite taille. De nombreuses mines sont obligées de réaliser des études sur les poissons à l'aide d'espèces de petits poissons en raison de la petite taille du milieu récepteur où leur effluent est rejeté. Les mines ont obtenu des résultats irréguliers lorsqu'elles ont utilisé les écailles pour déterminer l'âge des poissons. L'objectif de ce projet est de recommander les meilleures structures pour déterminer l'âge des espèces de poissons de petite taille.

La région de l'Ontario a travaillé avec Lisa Taylor (Environnement Canada, Unité d'élaboration et d'application des méthodes) et deux entreprises minières afin de mettre à l'essai une nouvelle méthode pour évaluer la toxicité sublétale pouvant être utilisée comme outil en vue de faire la distinction entre les effets miniers actuels et les effets miniers passés (contamination historique). En Ontario, de nombreuses mines sont actives depuis plusieurs années, dans certains cas depuis plus de 100 ans. Il est souvent très difficile de différencier les effets historiques des effets actuels. Cette méthode portant sur la toxicité sublétale semble prometteuse pour aider les mines à démontrer la qualité de leur effluent courant.

Conformité de l'industrie

En Ontario, la conformité de l'industrie minière à l'annexe 5 du REMM est généralement très bonne. De nombreuses mines dépassent les exigences minimales et fournissent des renseignements additionnels extrêmement utiles tels que des données sur la composition chimique des sédiments; de plus, certaines mines ont aussi échantillonné de multiples zones exposées et de référence.

Questions/Discussion :

Q. : Quelle est l'approche à privilégier quand il est difficile de trouver des zones de référence appropriées ou d'obtenir toutes les mesures des ESEE?
R. : Il s'agit d'une situation propre à un site qui doit faire l'objet d'une discussion avec votre coordonnateur régional des ESEE.

Q. : Qu'en est-il du calendrier?
R. : Actuellement, le Programme d'ESEE en apprend toujours de plus en plus sur chaque mine. Habituellement, une approche utile consiste à essayer de déterminer tous les éléments ci-dessus (trouver les zones de référence et les espèces de poissons appropriées, etc.) avant l'ouverture de la mine. Quand une telle approche n'est pas possible, le plan d'étude suivant l'ouverture de la mine doit essayer d'aborder (c.-à-d., pour les mines existantes) toutes les préoccupations propres au site.

Programme d'ESEE des mines de métaux dans la région des Prairies et du Nord

P. Siwik, S. Boss, E. Kuczynski et E. Allen
Division des activités de protection de l'environnement, Environnement Canada

La région des Prairies et du Nord est constituée des Territoires du Nord-Ouest, du Nunavut et des provinces du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta. Depuis la publication du *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM), 25 mines situées dans cette région ont terminé une ou plusieurs phases des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE). Une mine terminera sa première étude biologique en 2010, et cinq autres ont obtenu le statut de mines fermées reconnues. Différentes variétés de minerais incluant l'or, les métaux des terres rares, les métaux de base et l'uranium sont extraits de ces mines, puis transformés. Les milieux récepteurs sont principalement des habitats d'eau douce (des ruisseaux d'amont, des lacs et des rivières), mais incluaient aussi des zones marines lors de la phase initiale d'échantillonnage. Parmi les difficultés observées par les mines de cette région lors de la phase initiale du programme, on note : la contamination historique, l'influence d'autres rejets, la localisation de zones de référence appropriées et l'identification d'espèces sentinelles de poissons. De nombreux sites ont été en mesure de concevoir des plans qui permettraient de réduire l'influence de facteurs de confusion potentiels pour les études subséquentes.

En 2009, dix mines ont terminé leur suivi ciblé permettant de définir la portée géographique et l'ampleur des effets (six mines) ou de rechercher les causes attribuables à ces effets (quatre mines). Les mines ayant soumis des plans d'étude de recherche des causes l'ont fait parce qu'elles possédaient de l'information sur l'ampleur et la portée géographique de leurs effets, ou parce que des effets inférieurs aux seuils critiques d'effets provisoires avaient été confirmés. Parmi les études de 2009 sur la recherche des causes, deux portaient sur les effets confirmés sur la communauté d'invertébrés benthiques, une portait sur les effets confirmés sur les poissons et une étude de recherche des causes devait être menée au cours de deux phases consécutives.

La première mine, dont l'étude portait sur les effets sur les invertébrés benthiques, a émis l'hypothèse voulant que les effets puissent être associés à une exposition accrue à des oligoéléments, à des matières organiques et à des nutriants, ou à des différences sur le plan de l'habitat. L'étude comprenait une ESEE standard sur les invertébrés benthiques et le prélèvement d'amphipodes en vue d'analyser les teneurs en métaux de l'organisme, ainsi que l'échantillonnage et l'analyse approfondis de l'eau, des sédiments et de l'effluent. Les données sur les invertébrés benthiques seront évaluées au plus bas niveau réalisable et tiendront compte de la sensibilité connue des taxons aux oligoéléments, aux nutriants et/ou à l'habitat. La deuxième mine dont l'étude portait sur les effets pour les invertébrés benthiques a émis l'hypothèse que les effets confirmés pouvaient être dus à des différences dans l'habitat ou de possibles enrichissements en nutriants résultant d'une exposition à l'effluent. Le plan d'étude proposait un programme standard sur les invertébrés benthiques comprenant l'étude de zones de référence additionnelles. Une analyse statistique multidimensionnelle sera utilisée pour déterminer le lac de référence convenant le mieux pour l'échantillonnage futur aux fins des ESEE ainsi que pour examiner les nutriants, les métaux et d'autres paramètres dans l'eau et les sédiments de chaque lac. Les données sur les invertébrés benthiques seront analysées au niveau de la famille et au plus bas niveau réalisable.

Le plan d'étude de la mine ayant des effets confirmés sur les poissons misait sur quatre hypothèses : contamination historique des sédiments, réponse à l'eutrophisation ou à la conductivité, réponse à la contamination de l'effluent et différences sur le plan de l'habitat. Étant donné que cette mine procède à un assainissement à long terme et n'a rejeté aucun effluent depuis septembre 2008, une approche reposant sur le poids de la preuve a été utilisée. Les composantes de l'étude comprenaient ce qui suit : étude sur la croissance des jeunes de l'année, étude destructrice sur des poissons adultes, histologie approfondie du foie de poissons, essais de toxicité sublétale à l'aide d'échantillons d'eau de surface, évaluation de la qualité de l'eau, données provenant de la modélisation des panaches, comparaisons de l'habitat et examen des données existantes. Chaque composante contribue à l'évaluation d'au moins une des quatre hypothèses.

Enfin, une mine est en train de mener une étude de recherche des causes en deux phases. Dans ce cas, les effets ont été confirmés, mais aucun profil de réponse net ne permet de mener une étude ciblée de recherche des causes. Cette mine compte sur une grande quantité de données obtenues pour le Programme d'ESEE et d'autres programmes réglementaires, et elle a réalisé un grand nombre de recherches aquatiques sur le terrain. Par conséquent, la première phase de l'étude de recherche des causes met l'accent sur l'analyse et l'intégration détaillées de ces données afin d'établir les profils de réponse clés des effets dans le milieu récepteur, l'analyse des lacunes dans les connaissances et le choix des mécanismes potentiels. Le rapport d'interprétation comprendra les résultats de l'analyse et de l'intégration détaillées ainsi que les profils de réponse clés et les mécanismes établis afin de faire progresser l'étude dans la deuxième phase de l'étude de recherche des causes. La phase 2 de l'étude de recherche des causes mettra l'accent sur les profils de réponse clés et les mécanismes potentiels établis durant la phase 1, et elle permettra d'entreprendre des études sur le terrain et/ou en laboratoire afin d'étudier ces causes potentielles.

Questions/Discussion :

Q. : Quels critères reliés aux communautés benthiques peuvent déclencher une recherche des causes?
R. : Indice de Bray-Curtis, richesse taxonomique, indice de régularité et densité.

Études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux dans la région du Pacifique et du Yukon

M.E. Hagen[1] et D. Lacroix[2]
[1] Division des activités de protection de l'environnement, Environnement Canada, Vancouver (C.-B.)
[2] Division des activités de protection de l'environnement, Environnement Canada, Whitehorse (Yukon)

Mines dans la région du Pacifique et du Yukon

En 2002, cinq mines étaient visées par le REMM, et toutes ces mines étaient situées en Colombie-Britannique. Depuis, cinq autres mines sont visées par le REMM, dont deux situées au Yukon. La région du Pacifique et du Yukon compte aussi trois mines ne rejetant aucun effluent et non visées par le REMM, ainsi que dix mines de charbon. De nombreux projets sont en cours d'évaluation environnementale et pourraient devenir des mines au cours des prochaines années (figure 1).

Huit des dix mines de la région du Pacifique et du Yukon sont des mines de métaux de base qui produisent habituellement du cuivre et une certaine combinaison d'argent, d'or, de molybdène, de zinc et/ou de plomb. Deux de ces mines de métaux de base produisent uniquement du molybdène. Les deux autres mines sont des mines de métaux précieux qui produisent de l'or. Six des mines sont des exploitations à ciel ouvert, tandis que les quatre autres sont des mines souterraines.

Figure 1 : Mines dans la région du Pacifique et du Yukon

Huit mines rejettent leur effluent dans de petits ruisseaux d'amont. Ces ruisseaux sont habituellement des affluents de plus grands cours d'eau ou de lacs. Une mine rejette son effluent dans un ruisseau qui est l'affluent d'une grande rivière, tandis qu'une autre mine rejette son effluent dans une grande rivière par l'entremise d'un diffuseur. Une mine a tout d'abord rejeté son effluent dans un petit ruisseau en amont d'un lac, mais elle rejette maintenant directement son effluent dans le lac par l'entremise d'un diffuseur.

En résumé, une mine type de la région du Pacifique et du Yukon est une mine à ciel ouvert exploitant 50 000 t/jour de cuivre ou d'or et rejetant son effluent dans de petits cours d'eau d'amont.

Difficultés liées aux ESEE pour les petits ruisseaux

Il est difficile de réaliser des études de suivi des effets sur l'environnement dans les cas où les effluents sont rejetés dans de petits ruisseaux. Souvent, aucune zone de référence en amont n'est disponible, et il est nécessaire d'échantillonner un autre bassin versant ou une zone en aval. De plus, les différences sur le plan de l'habitat sont difficiles à maîtriser, et on observe aussi une variation sur le plan de la géochimie.

L'effluent dans les petits ruisseaux peut représenter jusqu'à 100 % du débit. En fait, une proportion de 50 % ou plus n'est pas rare pour les longues distances en aval. Une telle proportion peut avoir une incidence sur les caractéristiques du cours d'eau exposé, à un tel point qu'aucun cours d'eau de référence n'est disponible. De plus, il est possible que les cours d'eau exposés coulent toute l'année, tandis que tous les cours d'eau de référence potentiels de taille et de morphologie similaires ont un débit intermittent.

Les petits ruisseaux peuvent être difficiles à échantillonner, et il peut être ardu d'y manipuler l'équipement. Même si le ruisseau est assez gros pour l'échantillonneur, il se peut qu'il n'y ait pas un nombre approprié d'habitats de fosses calmes ou de zones lotiques d'eau vive distincts.

Les petits ruisseaux peuvent avoir une grande énergie et/ou présenter des variations extrêmes de débit. De plus, l'accessibilité et la sécurité sont problématiques en terrain montagneux. Ainsi, dans le cadre d'une étude en mésocosme portant sur les poissons, un outil conçu pour étudier les niveaux d'eau fluctuants et le risque que les bivalves soient emportés, a lui-même été emporté par l'eau.

Il est possible que les petits ruisseaux ne comportent pas de poisson ou qu'ils contiennent peu de poissons, des petits poissons ou seulement des jeunes poissons, ou bien qu'ils représentent des habitats de transition. S'il n'y a pas de poisson, il peut être nécessaire de se rendre loin en aval pour trouver des poissons ou d'utiliser une autre méthode. S'il y a peu de poissons, ou seulement de jeunes poissons, des études non traditionnelles utilisant un échantillonnage non destructeur peuvent être réalisées, mais de telles méthodes soulèvent des préoccupations, puisque certains critères ne sont pas mesurés. De fait, les petits poissons sont difficiles à mesurer. Des méthodes de remplacement, telles que des boîtes d'éclosion, peuvent être utiles quand des ruisseaux exposés à un effluent sont uniquement utilisés pour la fraie. D'autres méthodes peuvent être appropriées pour certains ruisseaux représentant un habitat transitoire.

Stade d'avancement des mines dans le Programme d'ESEE

Quatre des cinq mines visées par le REMM en 2002 ont terminé deux phases. Trois de ces quatre mines ont soumis des rapports sur l'historique. La cinquième mine a présenté un rapport sur l'historique et terminé une phase de l'étude, puis elle a mis fin à ses opérations. La phase finale du programme est actuellement en cours. Une des cinq mines visées par le REMM depuis 2002 a présenté un rapport de phase 1, tandis que quatre mines n'ont pas encore présenté de rapport d'interprétation d'ESEE.

Quatorze rapports d'ESEE fédérales ont été présentés : quatre rapports sur l'historique, six rapports de suivi initial et quatre rapports de suivi périodique visant à confirmer les résultats de rapports précédents (figure 2). Plusieurs mines ont aussi présenté des rapports d'ESEE provinciales, parfois annuellement, dont certains dataient d'avant 2002. Aucune mine de la région du Pacifique et du

Yukon n'a encore mené de programme de suivi ciblé visant à établir la portée géographique et l'ampleur des effets ou à rechercher la cause des effets.

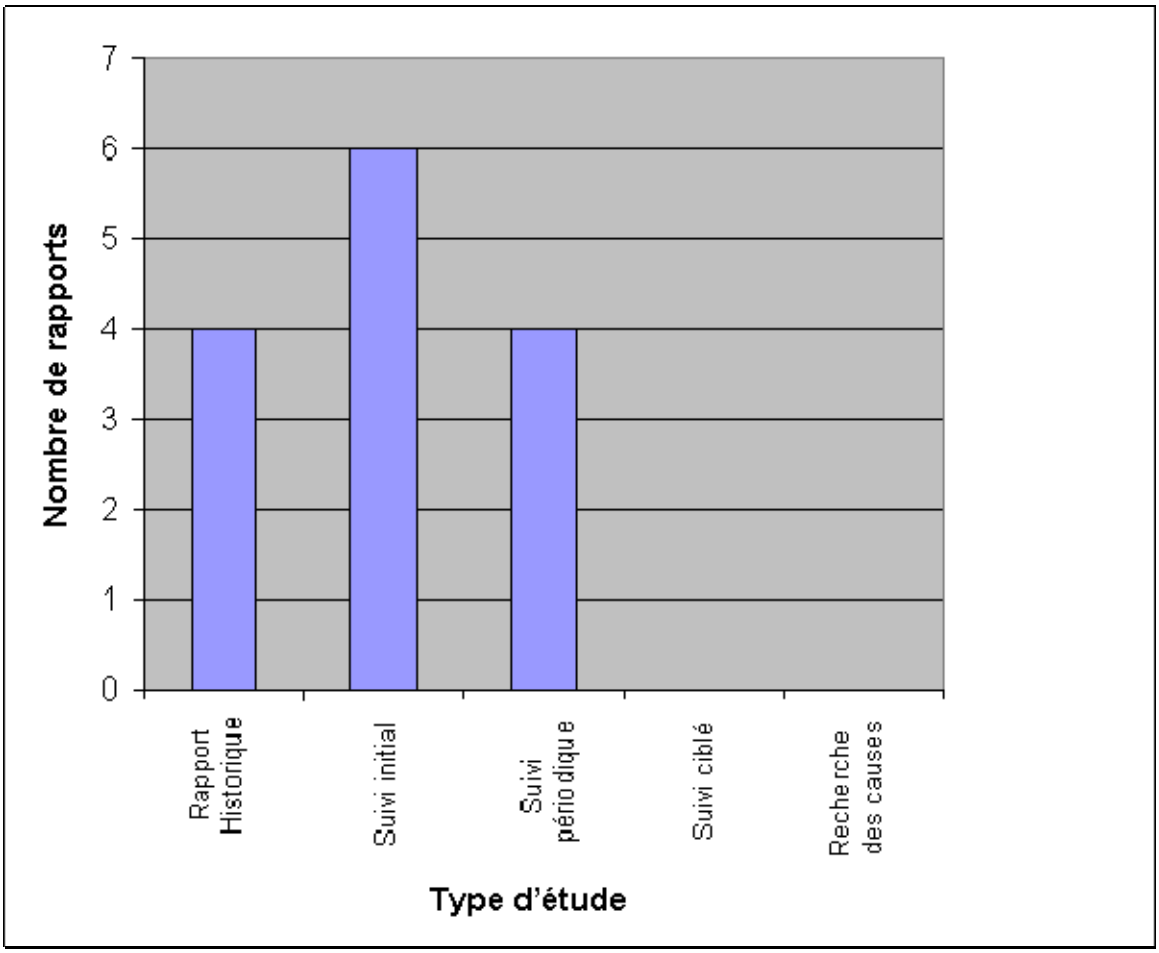


Figure 2 : Rapports d'ESEE présentés dans la région du Pacifique et du Yukon

Les prochains rapports attendus de la part des dix mines de la région du Pacifique et du Yukon visées par le REMM consistent en quatre rapports de suivi initial, quatre rapports de suivi périodique (incluant un rapport final) et deux rapports sur l'étude de la portée géographique et de l'ampleur des effets.

Deux des quatre mines ayant terminé la deuxième phase des ESEE n'ont pas confirmé les effets observés durant la première phase. Des changements ont dû être apportés au plan d'étude initial en raison de facteurs de confusion ou de zones exposées différentes. Ces mines procéderont de nouveau à un suivi périodique au cours de la prochaine phase de suivi.

Deux mines ont confirmé les effets de la phase 1 au cours de la phase subséquente de leur programme. Bien que chaque mine ait observé des effets statistiquement significatifs pour les critères touchant les poissons et les organismes benthiques, les effets étaient inférieurs aux seuils critiques d'effets pour les critères touchant les poissons pour l'une des mines. Dans les deux cas, un effet d'enrichissement de l'effluent de la mine a été observé, et non un effet inhibiteur. Dans leurs

prochains programmes, les deux mines procéderont en 2010 à une étude sur la portée géographique et l'ampleur des effets.

Les deux mines sont confrontées au fait que les petits ruisseaux où elles rejettent leur effluent se déversent dans des lacs immédiatement en aval de leurs stations actuelles d'ESEE. Leurs prochains programmes devront surveiller l'habitat des lacs et déterminer si les effets observés (le cas échéant) sont dus à l'effluent ou au ruisseau en tant que tel. De plus, des zones de référence appropriées devront être déterminées. Il est aussi possible que des poissons d'espèces différentes, ou de stades de vie différents, présents dans un lac et non dans le ruisseau, puissent aussi créer de la confusion dans l'interprétation des résultats.

Questions/Discussion :

Q. : Y a-t-il des raisons écologiques expliquant le fait qu'il y ait plus d'études de recherche des causes dans certaines régions géographiques (p. ex., dans le centre du Canada)?
R. : Certaines mines avaient déjà en main des données historiques, donc elles sont passées directement à la recherche des causes. Ce n'est pas nécessairement dû au type d'effluent ou de rejet. Dans leur cas, le fait de mettre en place un cycle (de suivi) additionnel ne serait pas utile, parce que ces mines réalisaient déjà des études semblables aux ESEE.

[Note de la rédaction : De plus, dans les régions où il y a une approche à fenêtre unique, comme dans la région des Prairies et du Nord, des données additionnelles ont été obtenues concurremment aux ESEE afin de satisfaire aux exigences des autres organismes de réglementation. Par conséquent, les effets ont été confirmés, et l'ampleur et la porté géographique des effets ont été établies. Ces mines ont progressé plus rapidement dans le Programme d'ESEE comparativement à la majorité des autres mines du pays.]

Étude de recherche des causes à la mine d'uranium de McArthur River

P. Stecko[1], P. Orr[1], C. Russel[1], S. Stark[2] et K. England[2]
[1] Minnow Environmental Inc.
[2] Cameco

La mine McArthur River de la société Cameco, située dans la région de l'Athabasca dans le nord de la Saskatchewan, est en activité depuis 1999. Elle représente le plus grand gisement d'uranium à forte teneur au monde. Deux phases d'études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) ont fait ressortir une densité, une richesse taxonomique et une distance de Bray-Curtis significativement plus élevées chez les invertébrés benthiques des zones exposées aux effluents que chez ceux de la zone de référence (située en amont, dans le même plan d'eau qui reçoit les effluents), nécessitant ainsi la réalisation d'une étude de suivi ciblé pour la phase de suivi suivante. Les deux premières phases des ESEE comprenaient un suivi dans une zone peu exposée à l'effluent, ce qui a permis de définir l'ampleur et la portée géographique des effets sur les communautés d'invertébrés benthiques. De concert avec Environnement Canada, la mine a alors choisi de procéder à une étude de recherche des causes. Cameco a retenu les services de Minnow pour élaborer une démarche ayant trait à l'étude de recherche des causes. Un examen des données historiques a révélé que les différences chez les communautés d'invertébrés benthiques qui sont ressorties lors des ESEE étaient également présentes avant l'exploitation de la mine. Les résultats de l'analyse BACI (avant-après–contrôle-impact)

étaient équivoques, mais ils ont permis de démontrer que certaines des différences entre les zones de référence et d'exposition étaient plus importantes après le début des activités de la mine. Dans l'ensemble, l'étude laisse croire que les différences observées pourraient être attribuables à des zones de référence peu adéquates (incluant des différences de granulométrie des sédiments et de teneur en carbone organique), à un enrichissement en nutriants et/ou à d'autres composants des effluents provenant de la mine. Une étude de recherche des causes a été conçue et mise en œuvre en 2009 pour examiner ces facteurs. Elle comportait une caractérisation des conditions physiques, des conditions chimiques (qualité de l'eau et des sédiments) et des communautés d'invertébrés benthiques des plans d'eau des zones exposées aux effluents et des zones de référence (dont six nouvelles) avoisinant la mine McArthur River, et ce, dans le but d'aider à cerner les causes potentielles des différences spatiales dans les communautés d'invertébrés benthiques.

Questions/Discussion :

Q. : Les résultats de l'étude sur les poissons corroborent-ils cette hypothèse? (Les hypothèses relatives aux différences spatiales chez les communautés benthiques [densité et diversité accrues] ont été abordées. Ces hypothèses portaient notamment sur l'habitat naturel, l'enrichissement en nutriants et les contaminants liés aux mines [ions, métaux, radionucléides]. Résultats observés chez les poissons : 1re étude, aucun effet; 2e étude, changement de protocole. Aucun effet constant au cours de deux études consécutives).
R. : Oui, dans une certaine mesure. Une exposition plus importante a été observée, bien que la raison soit discutable puisque l'étude compare deux milieux différents, soit un lac et un ruisseau.

Étude de recherche des causes des effets sur les invertébrés benthiques au complexe métallurgique Kidd

S. Weech[1], P. Orr[1], C. Russel[1], L. Fedat[2] et D. Yaschyshyn[2]
[1] Minnow Environmental Inc.
[2] Xstrata Copper – complexe métallurgique Kidd

Le complexe métallurgique Kidd est une installation de transformation des métaux de base, située près de Timmins (Ontario), dont le propriétaire et exploitant est Xstrata Copper Canada. Les effluents provenant de la zone de gestion des résidus sont traités et rejetés dans la rivière Porcupine. En amont du complexe, la rivière Porcupine reçoit également les effluents et les eaux de ruissellement provenant de mines actives et fermées ainsi que d'installations de traitement d'eaux usées. Depuis l'entrée en vigueur du *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM), des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) ont été menées à deux reprises au complexe (en 2004 et en 2007). Lors des études sur les invertébrés benthiques des deux premières phases, la richesse taxonomique et l'indice de régularité de Simpson étaient significativement plus faibles, et l'indice de Bray-Curtis était plus élevé dans les communautés exposées en aval comparativement à celles situées en amont (différence de plus de deux fois l'écart-type de la moyenne de la zone de référence). Le complexe a donc entrepris, avec une approche contrôle-impact, une étude de recherche des causes des effets sur trois zones exposées aux effluents en aval et sur une zone de référence en amont. Le plan comportait notamment : le prélèvement d'échantillons d'eau et d'invertébrés benthiques afin d'évaluer les conditions actuelles; l'installation de trappes à sédiments pour évaluer les taux de dépôt et la qualité des sédiments au cours d'une année; le prélèvement de carottes de sédiments pour effectuer une datation au plomb 210 et une analyse chimique afin de

déterminer les taux d'accumulation de sédiments d'une année à l'autre, ainsi que l'âge et la qualité des sédiments à diverses profondeurs; le prélèvement de sédiments pour mener une analyse d'extraction séquentielle afin d'évaluer la forme et la biodisponibilité des métaux; l'installation d'échantillonneurs à membrane de dialyse pour procéder au prélèvement d'eau interstitielle afin de déterminer la distribution des métaux entre les sédiments et l'eau interstitielle; l'installation d'enregistreurs de données pour évaluer les changements diurnes ou saisonniers dans l'état d'oxydoréduction et/ou la qualité de l'eau; et l'évaluation minéralogique des dépôts de gypse dans les sédiments. Finalement, des essais de toxicité des sédiments ont aussi été réalisés à l'aide de *Hyalella azteca*, de *Chironomus riparius* et de *Tubifex tubifex* pour déterminer si la composition chimique des sédiments est associée aux effets toxiques directs sur le biote. Mises ensemble, les données vont aider à mieux faire comprendre l'influence des rejets actuels du complexe métallurgique, en comparaison des rejets historiques, sur la composition chimique des sédiments, ainsi que permettre d'éclaircir la relation entre la composition chimique des sédiments et la santé de la communauté d'invertébrés benthiques.

Mine Con : Étude de recherche des causes sur le foie des poissons – Difficultés liées à la conception d'une nouvelle étude de recherche des causes

R.L. Sharpe[1], H. Machtans[2], J. Crowe[2], P. Smith[2], H. Patrick[2], P.M. Chapman[3], R. Connell[4], E. Daniels[5]

[1] Golder Associates Ltd. (Edmonton); [2] Golder Associates Ltd. (Yellowknife); [3] Golder Associates Ltd. (Burnaby); [4] Miramar Northern Mining Ltd., Con Mine (Yellowknife); [5] Newmont Gold, (Nevada)

Introduction

Située à proximité de la ville de Yellowknife, la mine Con est une mine d'or qui donne sur le Grand lac des Esclaves, dans le centre-sud des Territoires du Nord-Ouest. Elle a été la première mine en exploitation à Yellowknife en 1938. Miramar Northern Mining Ltd. (MNML) détient et exploite cette mine depuis décembre 2007, soit quand Newmont Mining Corporation (Newmont) a acheté Miramar Mining Corporation pour former MNML. L'exploitation minière souterraine a pris fin à ce site en septembre 2003; à ce moment, l'inondation du chantier souterrain a été autorisée. Actuellement, aucune eau n'est pompée à partir du chantier souterrain, et les seules activités menées sur le site sont des activités de nettoyage, le traitement des effluents saisonniers et une surveillance standard. Une nouvelle installation de traitement des eaux sera en phase de conception en 2010, et cette installation traitera le ruissellement de surface, la seule source de futur effluent.

Sommaires des phases 1 et 2

La première et la deuxième phase du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) pour la mine Con ont été achevées en juin 2005 et en juin 2008, respectivement.

Zone de référence

L'effluent traité sort de l'installation de traitement des eaux et est rejeté dans un ruisseau sans nom qui s'écoule dans un système composé de trois lacs peu profonds : Meg, Keg et Peg. L'effluent provenant du lac Peg entre dans une petite baie étroite qui donne sur le Grand lac des Esclaves, la baie Jackfish. La zone exposée à l'effluent durant l'exploitation de la mine comprenait le système composé des lacs Meg-Keg-Peg, la baie Jackfish et une portion du Grand lac des Esclaves adjacente à la baie Jackfish, ce qui représente une zone exposée d'environ sept kilomètres de longueur.

La zone de référence utilisée pour la majorité du Programme d'ESEE et pour l'étude de recherche des causes était la baie Horseshoe, une grande baie abritée, située au sud de l'île Horseshoe. Cette baie est située directement en face de la baie Jackfish à l'autre extrémité de la baie Yellowknife. La baie est une zone de dépôt présentant un substrat et une grande quantité de macrophytes émergents, et elle représente un habitat très semblable à celui de la baie Jackfish. Le débit dominant de l'eau dans la baie Yellowknife se dirige du nord au sud; par conséquent, la zone de référence n'est pas touchée par l'effluent rejeté par la mine Con.

Caractérisation de l'effluent

L'effluent traité provenant de la mine Con présentait des concentrations très élevées d'ions majeurs, ce qui reflète l'influence de la saumure en profondeur du Bouclier canadien ayant fourni les eaux souterraines salines à l'eau de mine. Durant la période 2000-2002, la conductivité de l'effluent variait de 10 800 à 19 700 microsiemens par centimètre (µS/cm). Les concentrations de chlore, le principal ion présent, ainsi que les concentrations de sodium et de calcium étaient élevées. Le pH de l'effluent traité était légèrement alcalin (7,4-7,8), tandis que les concentrations de cyanures, d'ammoniac et de nitrates étaient élevées. Les concentrations de plusieurs éléments métalliques et non métalliques, incluant l'arsenic, le cuivre, le plomb, le nickel, le zinc et le strontium, étaient également élevées.

Toxicité de l'effluent

L'effluent traité présentait une létalité aiguë pour deux espèces aquatiques soumises aux essais en 2003 : la Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et une puce d'eau (*Daphnia magna*). Une évaluation des données sur la toxicité a été réalisée durant la phase 1 de surveillance, et elle a permis d'établir que les composantes possiblement toxiques de l'effluent étaient l'ammoniac et les ions majeurs. Durant la phase 2 de surveillance, l'effluent ne présentait pas de létalité aiguë pour les poissons, mais il était toujours toxique pour *D. magna*, et il a démontré une toxicité sublétale pour d'autres espèces aquatiques (p. ex., *Lemna minor*).

Invertébrés benthiques

Un plan à simple gradient a tout d'abord été utilisé durant l'étude de phase 1 sur la communauté d'invertébrés benthiques avec des échantillons prélevés dans le marais à proximité de l'embouchure du débit sortant du lac Peg (conductivité : 19 000 µS/cm) le long d'un gradient passant par la baie Jackfish et par la partie principale du Grand lac des Esclaves (conductivité : 250 µS/cm). L'analyse des données sur le gradient obtenues en 2004 durant la phase 1 n'a permis de détecter aucun changement quant à la structure de la communauté. Durant la phase 2 de la surveillance, une étude en fonction d'un plan contrôle-impact a été menée à la baie Jackfish (exposition) et à la baie Kam (référence) afin d'étudier les effets de l'effluent sur la communauté d'invertébrés benthiques. Les données ont été résumées pour quatre indicateurs d'effets aux fins des ESEE (densité totale des invertébrés, richesse taxonomique au niveau de la famille, indice de régularité de Simpson et indice de Bray-Curtis), et elles ont été analysées pour déterminer les différences statistiquement significatives. L'indice de diversité de Simpson, la présence ou l'absence de taxons ainsi que la composition de la communauté ont également été inclus en tant qu'information complémentaire. Les quatre indicateurs d'effets se sont révélés statistiquement différents entre les zones; la plupart des critères dépassaient les seuils critiques d'effets et étaient considérés comme significatifs sur le plan écologique. La contamination de l'effluent et/ou la contamination historique des sédiments ont été

établies comme étant probablement responsables (d'après une corrélation) des effets observés au sein de la communauté benthique.

Étude des poissons

L'étude de phase 1 sur les poissons comprenait une étude de la communauté d'une espèce de poissons de petite taille et une étude de la population d'Épinoches à neuf épines (*Pungitius pungitius*). Les poissons de la baie Jackfish (zone exposée) et de la baie Horseshoe (zone de référence) ont été examinés et mesurés selon les paramètres normalisés requis en application du Programme d'ESEE, et de l'information complémentaire additionnelle a été recueillie, notamment des données sur la pathologie hépatique, la teneur en arsenic des tissus des viscères (échantillon composite) et l'histologie des gonades. Les résultats ont montré que le poids du foie et le poids des gonades chez les poissons mâles étaient significativement supérieurs dans la zone exposée. Dans la phase 2, une étude destructrice chez les poissons a été réalisée sur l'Épinoche à neuf épines à la baie Jackfish et à la baie Horseshoe. En plus des paramètres normalisés des ESEE, les poissons ont été examinés pour déterminer la pathologie hépatique ainsi que les concentrations d'arsenic dans les viscères (échantillon composite) et dans l'organisme entier, de même que pour déterminer l'histopathologie des gonades. La teneur en mercure et en arsenic des tissus de poissons a également été analysée chez le Grand Brochet (*Esox lucius*) durant la phase 2 du programme. Une augmentation du poids du foie et des gonades chez les Épinoches à neuf épines mâles dans la zone exposée a été confirmée au cours de l'étude des poissons de la phase 2 des ESEE. Aucune différence significative n'a été observée quant aux concentrations moyennes de mercure dans les muscles des Grands Brochets de la zone exposée et de ceux de la zone de référence. Les concentrations d'arsenic étaient élevées dans la zone de référence par rapport à la zone exposée; cependant, tous les tissus respectaient la ligne directrice de Santé Canada pour la teneur en arsenic des poissons destinés à la consommation humaine (0,35 mg/kg p/p). Étant donné la confirmation des effets (c.-à-d., poids élevé du foie et des gonades chez les poissons mâles) entre les phases 1 et 2 du programme, Miramar Northern Mining Ltd. a été tenue de réaliser une étude de recherche des causes dans les 24 mois suivant la présentation du rapport de phase 2.

Plan pour l'étude de recherche des causes

La question ayant servi de fondement au plan d'étude de 2009 sur la recherche des causes était simple : qu'est-ce qui cause le profil de réponse observé chez les poissons de la baie Jackfish et de la baie Horseshoe? Quatre hypothèses ont été proposées en guise de réponse à cette question.

Hypothèse 1 : Le profil de réponse observé chez les poissons est dû aux différences des sédiments entre les milieux récepteurs.

Hypothèse 2 : Le profil de réponse observé chez les poissons est dû aux nutriants et aux ions présents dans l'effluent (réponse liée à l'eutrophisation et/ou à la conductivité).

Hypothèse 3 : Le profil de réponse observé chez les poissons est dû aux contaminants présents dans l'effluent (réponse liée aux contaminants).

Hypothèse 4 : Le profil de réponse observé chez les poissons est dû aux différences sur le plan de l'habitat dans la zone exposée et la zone de référence.

Le plan d'étude approuvé de 2009 sur la recherche des causes à la mine Con mettait l'accent sur une étude des poissons comprenant les paramètres normalisés du Programme d'ESEE (longueur à la fourche, poids corporel, âge, poids des gonades, poids du foie) et des paramètres additionnels ciblant la pathologie du foie : concentration d'arsenic dans le foie, analyse des lipides hépatiques (triglycérides et glycogènes) et histopathologie du foie, des gonades et de l'organisme entier. L'histopathologie du foie comprenait une microscopie photonique normalisée et une microscopie électronique à transmission. Des données additionnelles ont été obtenues pour la qualité et la température de l'eau.

Les résultats préliminaires indiquent que les poissons étaient, en général, âgés de deux ans à la baie Jackfish et de deux à trois ans dans la zone de référence. Les analyses hépatiques sont en cours, mais les résultats préliminaires indiquent que le taux de triglycérides est inférieur chez les poissons de la baie Jackfish, tandis que les teneurs en arsenic y sont supérieures. L'histopathologie préliminaire des tissus hépatiques a laissé entendre qu'il y avait peut-être des altérations sur le plan de l'apparence des noyaux de cellules chez les poissons de la baie Jackfish.

Difficultés liées à la conception de l'étude de recherche des causes

La plus grande difficulté liée à la conception de l'étude de recherche des causes en 2009 a été l'absence d'effluent à la mine Con. La mine a la capacité de retenir l'écoulement de surface pendant un certain nombre d'années avant que l'eau soit traitée puis rejetée; par conséquent, au cours de l'été 2009, la mine n'a rejeté aucun effluent au moment où débutait la mise en place de la nouvelle installation de traitement des eaux. La conception d'un programme efficace de recherche des causes visant à déterminer la toxicité d'un effluent au cours d'une année sans qu'il y ait d'effluent a représenté un véritable défi. Par exemple, le plan d'étude ne pouvait pas suivre le raisonnement traditionnel sur l'eutrophisation ou la toxicité utilisé dans les programmes d'ESEE pour les effluents de fabriques de pâtes et papiers, parce que les deux conditions, c'est-à-dire l'excès de nutriants et de métaux, sont présentes à la mine Con, ce qui limite l'utilité de cette approche normalisée.

Les autres difficultés abordées ci-après ont été observées au moment d'élaborer une étude efficace de recherche des causes à la mine Con et méritent d'être mentionnées, puisque certaines pourront être appliquées à d'autres exploitations minières.

Le marché canadien dispose de peu de laboratoires spécialisés hautement qualifiés pouvant agir en tant que sous-traitants. Par exemple, il a été particulièrement difficile de trouver un expert en histopathologie hépatique ayant de l'expérience en matière de toxicité des métaux et des nutriants qui pouvait réaliser les analyses requises selon le plan de l'étude de recherche des causes pour la mine Con. En fin de compte, le contrat de sous-traitance a été conclu avec un laboratoire universitaire des États-Unis. La logistique pour trouver de tels experts et pour tisser une relation avec eux peut engendrer des retards et des problèmes en lien avec l'obtention de l'approbation d'un plan d'étude et son exécution dans les 24 mois. Il faut s'attendre à une augmentation importante du coût associé aux analyses spécialisées.

L'environnement nordique représente une difficulté considérable pour la conception et l'exécution d'un programme efficace de recherche des causes, en particulier pour les mines qui ne sont pas situées à proximité de centres urbains. Il a été difficile de se procurer et de maintenir l'intégrité des produits périssables requis pour le programme de recherche des causes (p. ex., solutions tampons et agents de conservation), et il n'était pas possible d'obtenir les conditions requises pour stocker les

échantillons (p. ex., congélateurs à -80 °C). Des frais additionnels importants ont été encourus pour assurer l'intégrité des échantillons sur de la glace sèche (livraison quotidienne) jusqu'à l'envoi chez le sous-traitant aux fins d'analyse.

L'utilisation de petits poissons représente des avantages et des inconvénients dans le contexte de la conception d'une étude de recherche des causes. En effet, leur tendance à avoir un petit domaine vital et leur grande fidélité au site permettent de se fier à la pertinence des données. Cependant, la difficulté inhérente à l'utilisation de petits poissons est la nécessité de combiner des échantillons individuels pour que la taille de l'échantillon soit suffisante aux fins d'analyse. En effet, il est rarement possible de pouvoir réaliser plusieurs analyses sur un même individu.

Le printemps tardif dans l'hémisphère Nord représente une difficulté pour l'échantillonnage des espèces de poissons en vue d'analyser des critères pertinents du point de vue biologique. Les renseignements les plus utiles seraient obtenus au moment de la fraie (au printemps); cependant, l'accès aux poissons n'est pas possible à cette période de l'année, puisque la glace est présente jusqu'au début de l'été.

Remerciements
Le comité consultatif technique a formulé des commentaires utiles, adaptés et pertinents qui ont été précieux durant le programme de 2009 de recherche des causes à la mine Con. Le défi associé à l'exécution du programme de recherche des causes a été relevé en grande partie grâce aux compétences, à l'engagement et à l'expérience du personnel sur le terrain, de l'équipe de gestion principale du projet, de l'équipe de direction de Miramar Northern Mining Ltd. et de Newmont Mining Corporation. La réussite du programme doit beaucoup à la participation active de tous les membres de l'équipe, incluant les représentants de Miramar Northern Mining Ltd. et d'Environnement Canada, ainsi que les divers sous-traitants.

Questions/Discussion :

Q. : Une des hypothèses fait état d'un lien entre les différences touchant l'habitat et les résultats des essais de toxicité dans le cadre du plan d'étude. Les essais de toxicité ont été réalisés avec des échantillons d'eau provenant de la zone d'exposition et de la zone de référence. Pouvez-vous élaborer sur ce sujet? (L'hypothèse présentée était la suivante : le profil de réponse observé chez le poisson est dû aux différences sur le plan de l'habitat dans la zone exposée et la zone de référence. Les différences notées comprenaient les suivantes : létalité aiguë chez la Truite arc-en-ciel et *Daphnia magna*; toxicité sublétale pour *Lemna minor*. Les résultats des études sur les poissons soulignent une augmentation du poids du foie et des gonades chez les mâles, ainsi qu'une augmentation de la teneur en arsenic dans les viscères.)
R. : L'eau de la zone d'exposition doit être analysée pour déterminer si elle est toxique ou non, puisque le résultat modifierait l'interprétation des données.

Q. : Dans quelle mesure la croissance et la consommation énergétique des jeunes de l'année sont-elles liées à la qualité des sédiments?
R. : Bien que, dans une certaine mesure, il y a un lien avec les données historiques, on considère que les sédiments retiennent tout ce qui se trouve dans l'environnement; donc, la croissance et la consommation énergétique doivent être liées à tout ce qui est présent (et disponible) dans l'environnement.

Séance 4 : Outils et approches pour réaliser les études de recherche des causes

Mise au point sur l'utilisation de poissons en captivité dans les études de suivi des effets sur l'environnement

C. Bandler[1], C.L.Baron[2] et V.P. Palace [1,2]
[1] Université Queen's, département de biologie, Kingston (Ontario) K7L 3N6
[2] Pêches et Océans Canada, Institut des eaux douces, Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

Introduction

L'évaluation de l'exposition aux effluents est un problème de longue date, que ce soit pour le Programme d'ESEE des mines de métaux ou pour celui des fabriques de pâtes et papiers. Par surcroît, certaines situations où s'exerce une influence de facteurs de confusion en raison de contaminants de multiples sources compliquent le travail. Nous avons exploré d'autres façons d'évaluer les effets potentiels des effluents, mais nous n'avons pas retenu la captivité, à cause des effets interactifs du stress sur les poissons en cage (Courtenay *et al*., 2002). Nous avions déjà avancé que les poissons de petite taille dont le domaine vital est plus restreint pouvaient être moins susceptibles de ressentir un certain stress et, par le fait même, convenir davantage à des études en captivité. Des méthodes normalisées ont également été présentées (Palace *et al*., 2005). À l'occasion d'un atelier tenu en 2004 à Fredericton, au Nouveau-Brunswick, le comité scientifique des ESEE a recommandé que le stress physiologique soit systématiquement évalué chez des poissons en captivité avant que cette technique puisse être considérée comme étant une option valable pour les études sur les poissons sauvages aux fins des programmes d'ESEE. Il a été suggéré que le fait de démontrer que des alevins pouvaient croître en captivité sans contrainte, représentait une mesure adéquate. Par conséquent, deux études distinctes menées sur le terrain en 2004 et 2005 ont évalué la croissance, la condition, le développement des gonades et l'alimentation chez deux espèces de petits poissons, le Mulet perlé (*Margariscus margarita*) et le Méné ventre citron (*Phoxinus neogaeus*), maintenues en captivité dans un système d'eau douce pendant de courtes périodes.

Matériel et méthodes

a) Expérience n° 1

En mai 2004, des jeunes Mulets perlés ont été capturés dans un système d'eau douce de référence à l'aide de verveux et de nasses à ménés appâtées. Après la capture, les poissons ont été anesthésiés, mesurés, pesés et répartis au hasard dans huit cages, comme l'ont décrit Palace *et al*. (2005). Quatre des cages ont été déployées sur le site de référence, tandis que les quatre autres cages ont été déployées dans un site en aval exposé à l'effluent final d'une mine d'or en exploitation (Doebel, 2006). Les cages ont été placées en contact avec les sédiments, de sorte que la partie supérieure de chaque cage était située à environ 0,5 m de la surface de l'eau. Vingt autres poissons ont été immédiatement anesthésiés, pesés et congelés sur de la glace sèche. Deux semaines après la mise en place initiale des cages, huit autres cages ont été mises en place en suivant la même méthode. Par conséquent, 16 cages au total étaient déployées sur les deux sites (huit dans la zone exposée, huit dans la zone de référence). De même, 20 juvéniles résidants ont été capturés, pesés, mesurés et congelés, afin de permettre de déterminer la condition de la population source au début de la deuxième période de mise en captivité. Quatre semaines après la mise en place des premières cages, les poissons contenus dans les 16 cages ont été récupérés, anesthésiés, pesés, mesurés et congelés. Ainsi, quatre cages de chaque site avaient été en place pendant deux semaines, et quatre cages de chaque site avaient été en place pendant quatre semaines. Vingt autres juvéniles résidants ont été capturés à la fin de la période de mise en captivité.

b) Expérience n° 2

Étant donné que la population du Mulet perlé n'était pas abondante au moment de réaliser l'expérience n° 2, il a été remplacé par le Méné ventre citron juvénile qui a été mis en cage au site de référence et au site d'exposition au cours du printemps 2005. Toutes les méthodes étaient identiques à celles utilisées dans l'expérience n° 1, à l'exception de ce qui suit : i) les poissons étaient maintenus en cage pendant quatre semaines seulement; ii) deux cages ont été déployées par traitement au lieu de quatre; iii) les traitements consistaient en deux densités de mise en cage (cinq poissons par cage ou dix poissons par cage) sur le site de référence et sur le site d'exposition, pour un total de quatre traitements. Seulement deux groupes de poissons résidants ont été capturés pour cette expérience (soit une fois lors du déploiement des cages et une fois lors de l'enlèvement des cages).

c) Critères

Le coefficient de condition (K) a été calculé comme étant K = (poids de l'organisme entier / [longueur^3]) × 100. La variation du poids en pourcentage a été calculée en utilisant le poids initial et le poids final. Des analyses de l'alimentation ont été réalisées pour l'expérience n° 1 seulement. Le contenu des intestins a été analysé chez 12 Mulets perlés résidants au site de référence au début et à la fin des périodes de mise en cage (36 poissons au total) ainsi que chez trois poissons de chaque cage. Pour cette analyse, les viscères ont été disséqués et conservés dans 3 ml d'éthanol à 70 % avant la pesée et le dénombrement au genre par un laboratoire commercial indépendant (Doebel, 2006).

Résultats et analyse

Par rapport aux poids initiaux mesurés au moment de la capture, les poissons ont perdu du poids aux deux sites et pour les deux périodes de captivité (figure 1). En général, les pertes de poids et la dégradation de la condition étaient supérieures au site de référence comparativement au site d'exposition. Aucune différence n'a été observée pour le K chez les poissons en cage au site d'exposition entre les périodes de deux et quatre semaines, ce qui indique que le K semble se stabiliser après deux semaines à ce site.

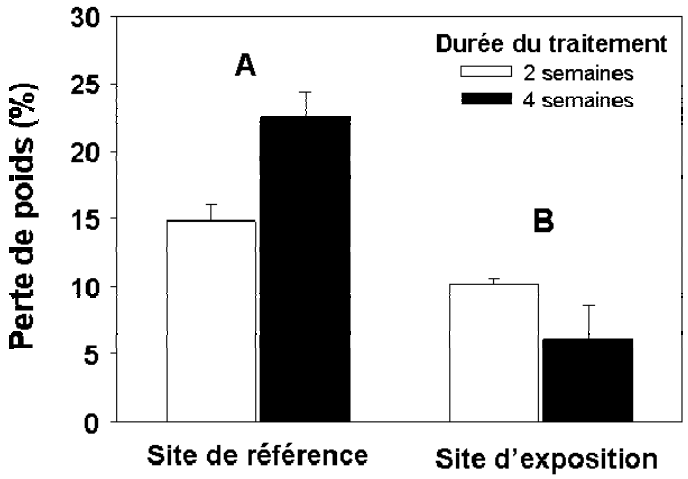


Figure 1 : Pourcentage moyen ± erreur-type de perte de poids chez les Mulets perlés juvéniles en captivité sur le site de référence ou sur le site exposé à l'effluent minier pendant deux ou quatre semaines

La moins bonne condition et la croissance plus lente parmi les poissons gardés en captivité n'ont pas semblé être le résultat d'une quantité limitée de nourriture. En fait, le poids du contenu intestinal était supérieur chez les poissons résidants comparativement aux deux groupes de poissons maintenus en cage pendant deux semaines, tandis que la situation était inversée chez les poissons maintenus en cage pendant quatre semaines (figure 2).

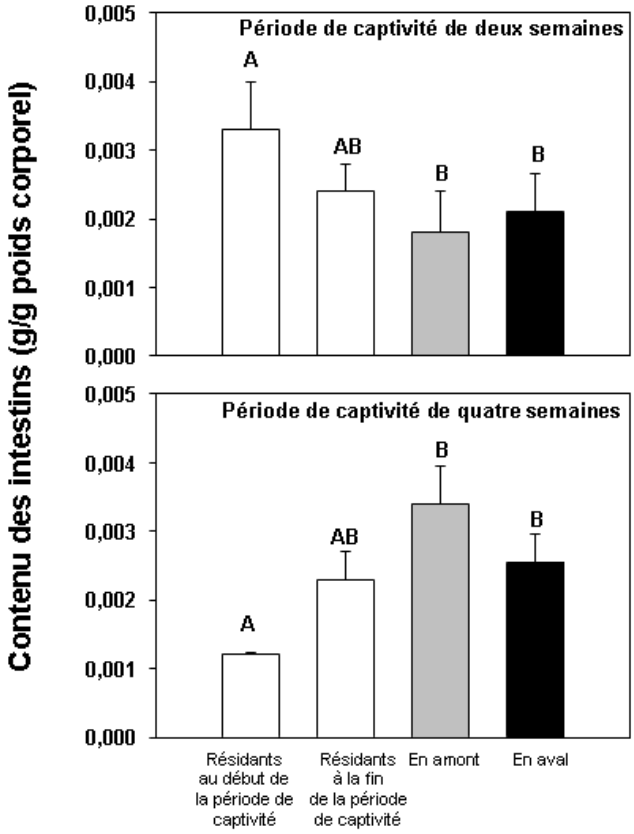


Figure 2 : Poids moyen ± erreur-type du contenu intestinal (en grammes) par gramme de poids corporel chez les Mulets perlés juvéniles capturés sur le site de référence ou gardés en captivité sur le site de référence ou sur le site exposé à l'effluent minier pendant deux ou quatre semaines

Cependant, il est possible que les poissons gardés en captivité aient eu accès à de la nourriture de moins bonne qualité comparativement aux poissons libres. Des larves de chironomes ont été davantage observées dans l'intestin des poissons résidants et des poissons maintenus en cage au site situé en amont, tandis que les intestins des poissons du site exposé contenaient une proportion supérieure d'arachnides (données non illustrées). Des études plus approfondies seront nécessaires pour déterminer si cette situation a une incidence sur la stabilisation du K après deux semaines chez les poissons gardés en captivité sur le site exposé.

Figure 3 : Pourcentage moyen ± erreur-type de perte de poids chez les Mulets perlés juvéniles maintenus en cage sur le site de référence ou sur le site exposé à l'effluent minier pendant quatre semaines à des densités de cinq ou dix poissons par cage

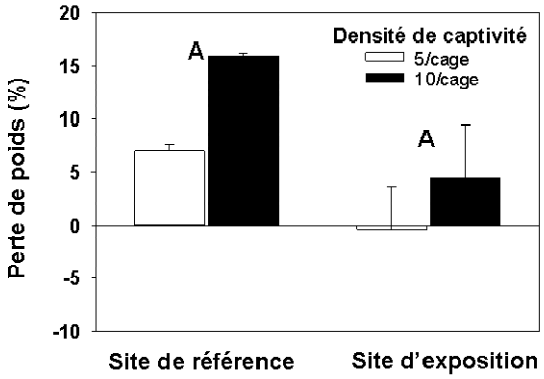


Figure 3 : Pourcentage moyen ± erreur-type de perte de poids chez les Mulets perlés juvéniles maintenus en cage sur le site de référence ou sur le site exposé à l'effluent minier pendant quatre semaines à des densités de cinq ou dix poissons par cage

Tout comme ce qui a été observé au cours de l'expérience n° 1, tous les poissons gardés en captivité ont perdu du poids au cours de l'expérience n° 2 (figure 3). Bien qu'il semble que cet effet soit plus prononcé chez les poissons gardés en captivité dans les cages contenant dix poissons que chez ceux gardés dans les cages contenant seulement cinq poissons, aucune différence significative n'a été observée entre les deux durées de captivité. Les prochaines études devraient définir clairement les différences alimentaires potentielles sur les sites de captivité pour toute la durée de mise en cage, et elles devraient aussi déterminer la densité optimale de mise en captivité permettant un accès adéquat aux proies privilégiées.

Références

Courtenay, S.C., K.R. Munkittrick, H.M.C. Dupus, R. Parker et J. Boyd. 2002. « Quantifying impacts of pulp mill effluent on fish in Canadian marine and estuarine environments: Problems and progress », *Water. Qual. Res. J. Can.*, 37 : 79-99.

Doebel, C. 2006. « The utility of the caged fish method in the Canadian Metal Mining Environmental Effects Monitoring Program ». Université Queen's, Département de biologie. 97 pages. Mémoire de maîtrise.

Palace, V.P., C. Doebel, C.L. Baron, R.E. Evans, K.G. Wauiter, J.F. Klaverkamp, J. Werner et S. Kollar. 2005. « Caging small bodied fish as an alternative method for environmental effects monitoring (EEM) », *Wat. Qual. Res. J. Can.*, 40 : 328-333.

Questions/Discussion :

Q. : Y a-t-il une raison expliquant pourquoi le Mulet de lac obtenait de meilleurs résultats sur le plan de la condition et de la survie comparativement au Méné à tache noire?
R. : Les plus gros poissons sont soumis au stress de confinement pendant plus longtemps.

Mesures de toxicité *in situ* et bioaccumulation de contaminants chez des amphipodes en cage exposés à de l'eau et à des sédiments pour la recherche des causes dans le cadre des études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux

L.C. Grapentine
Direction des sciences et de la technologie de l'eau, Environnement Canada, 867 Lakeshore Rd., Burlington (Ontario) L7R 4A6

Introduction

Évaluation des invertébrés benthiques dans le cadre d'ESEE

L'évaluation des effets écologiques attribuables aux rejets industriels sur le milieu récepteur est habituellement effectuée à partir de mesures de la toxicité des eaux et des sédiments à l'aide de tests en laboratoire, de relevés de terrain sur les communautés d'invertébrés benthiques résidants, et enfin, de l'évaluation de la santé des individus ou de populations choisies de poissons et d'espèces sauvages. Même si les résultats finaux de ces méthodes offrent une caractérisation complète des réactions aux contaminants et autres agents d'agression, il reste des difficultés pour relier les agents d'agression précis aux réponses obtenues pour des scénarios réalistes d'exposition environnementale. Par exemple, un des volets du Programme national des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) du Canada, pour l'industrie des mines de métaux, consiste à évaluer l'état des communautés d'invertébrés benthiques dans les zones exposées aux effluents rejetés par des exploitations minières. L'analyse des résultats de la première phase des évaluations réalisées dans l'ensemble du pays indique une prévalence des effets inhibiteurs tels qu'une réduction globale de la densité des invertébrés, une diminution de la richesse taxonomique et des changements dans la structure de la communauté comparativement aux conditions observées dans les zones de référence ou les sites exposés à de plus faibles concentrations d'effluent (Lowell *et al*., 2007). Les causes potentielles de ces effets ne sont pas claires, mais elles pourraient inclure la toxicité directe liée aux effluents, l'altération de l'habitat et les effets indirects découlant des impacts sur l'approvisionnement en nourriture ou les prédateurs.

Selon les lignes directrices du Programme d'ESEE, lorsque l'ampleur et la portée géographique d'un effet sont connues, mais que la cause n'a pas été déterminée, il faut réaliser une étude de recherche des causes. Sur le plan de l'évaluation de la communauté benthique, les éléments clés qui doivent être abordés comprennent les suivants :

- déterminer les agents d'agression qui jouent un rôle dans les effets (p. ex., métaux par toxicité directe, autres contaminants de l'effluent, altération de l'habitat et/ou effets indirects);

- déterminer les voies importantes d'exposition et d'absorption (eau/sédiments/alimentation) si les contaminants ont des effets sur les invertébrés benthiques.

Lien entre les agents d'agression et les effets biologiques

Les principaux volets des ESEE fournissent des données probantes permettant une meilleure compréhension des causes de la perturbation des invertébrés benthiques. La caractérisation du site et de l'effluent ainsi que la surveillance de la qualité des sédiments et de l'eau permettent de décrire les perturbations physicochimiques touchant le milieu récepteur et de déterminer les agents d'agression potentiels pour le biote sur le terrain. Les essais de toxicité réalisés sur l'effluent permettent de mesurer les réponses biologiques à une exposition à l'effluent et, avec les données sur la

composition chimique de l'effluent, de déterminer davantage les agents d'agression potentiels pour le biote dans le milieu récepteur. À partir d'une étude de la communauté d'invertébrés benthiques, il est possible d'établir une corrélation spatiale entre les effets biologiques et le degré d'exposition à l'effluent selon les conditions du milieu récepteur. D'autres approches de suivi, telles que des études utilisant des mésocosmes et des bivalves en cage, permettent de mesurer les effets d'un effluent sur le biote, et ce, en contrôlant davantage le niveau d'exposition et les facteurs de confusion.

Cependant, dans certaines situations, il est possible que l'ensemble des données probantes provenant de ces études ne soit pas suffisant pour établir une relation de cause à effet entre un agent d'agression et un effet dans le milieu récepteur, et ce, même si la relation existe. Plusieurs raisons peuvent expliquer une telle situation, incluant :

- la non-détection d'effets néfastes sur le milieu récepteur, en raison de l'absence de site de référence convenable ou de la grande variabilité de la réponse biologique à l'agent d'agression;

- l'agent d'agression en question est confondu avec des facteurs naturels (habitat) ou d'autres agents d'agression (p. ex., effluents contenant plusieurs contaminants);

- les difficultés liées à l'extrapolation des résultats de laboratoire à la situation réelle en raison des différences dans la biodisponibilité des contaminants ou des différences entre la réponse des organismes de laboratoire et des organismes résidants sur le terrain.

Les observations faites sur le terrain, comme les relevés sur les communautés d'invertébrés benthiques, représentent la méthode la plus directe permettant de déterminer et de comprendre les effets *in situ*, mais de telles observations ne se prêtent pas aux expériences contrôlées, lesquelles permettent d'obtenir des preuves de cause plus définitives. D'un autre côté, il est possible que les conditions de laboratoire contrôlées n'imitent pas assez les conditions *in situ* pour permettre l'extrapolation des résultats au milieu récepteur.

Évaluations in situ

L'évaluation des effets *in situ* combine le réalisme environnemental des observations réalisées sur le terrain (spéciation des contaminants et cofacteurs propres au site) et le contrôle expérimental des études en laboratoire (positionnement spatial et répétition, degré d'exposition à l'agent d'agression et variabilité des cofacteurs). L'information obtenue à partir des évaluations *in situ* sur les effets d'une exposition à un effluent peut fournir les preuves additionnelles requises en vue de déterminer la cause des effets néfastes dans le cadre d'ESEE.

Bien que les études sur les bivalves en captivité soient souvent utiles pour l'évaluation *in situ* des effets d'un effluent sur le milieu récepteur, le déploiement d'amphipodes en captivité – en particulier *Hyalella azteca* – représente une approche offrant des avantages additionnels en vue de faire le lien entre l'écotoxicité des métaux et les répercussions sur la communauté d'invertébrés benthiques. *Hyalella* est un organisme très utilisé dans le cadre des études sur la toxicité des métaux, et il fait souvent partie des communautés résidantes d'invertébrés benthiques. Cet organisme résiste bien aux manipulations expérimentales. La méthodologie liée aux amphipodes en captivité est bien établie, elle n'est pas compliquée du point de vue technique, elle examine plusieurs voies d'exposition aux contaminants, elle se prête à une grande répétition expérimentale, elle incorpore de multiples critères biologiques, et son coût est faible à modéré.

Méthodologie

Applications des procédures utilisant l'amphipode Hyalella *en captivité pour l'analyse écotoxicologique des métaux*

L'utilité du déploiement *in situ* d'organismes *Hyalella* en captivité pour les études sur l'écotoxicologie des métaux a été établie dans les études touchant divers habitats et différentes sources de métaux, incluant :

- lac du nord-ouest de l'Ontario utilisé pour une expérience sur l'ajout de Cd (Stephenson et Turner, 1993);
- ruisseaux et étangs urbains du sud de l'Ontario exposés aux eaux de ruissellement (Grapentine *et al*., 2004);
- rivière Clark Fork (Montana) exposée à l'effluent d'une mine de Ag, Cu et Zn (Burton *et al*., 2005);
- lacs du nord de la Saskatchewan exposés à l'effluent d'une mine d'uranium (Robertson et Liber, 2007);
- ruisseaux du nord-ouest du Québec exposés à l'effluent d'une mine de Cu et de Zn (Borgmann *et al*., 2007; Couillard *et al*., 2008).

Les articles décrivant ces études documentent les procédures utilisées pour évaluer la toxicité et la bioaccumulation des métaux chez des organismes *Hyalella* exposés aux eaux sus-jacentes, à des sédiments, à de l'eau interstitielle et/ou à de la nourriture particulière. Bien qu'il y ait certaines différences sur le plan du matériel, de la conception et des procédures expérimentales, toutes les études comprennent la mise en place de groupes d'amphipodes maintenus dans des cages grillagées en plastique à des endroits sélectionnés à l'avance dans le milieu récepteur, cette étape étant suivie par la récupération et l'analyse en vue de déterminer la survie, la croissance et/ou les concentrations de métaux dans les tissus. Vous trouverez ci-dessous la description d'une méthodologie initialement décrite par Grapentine et Rosenberg (1992) et récemment appliquée par Borgmann *et al*. (2007) et Couillard *et al*. (2008).

Aperçu des procédures

Organisme mis à l'essai

Hyalella azteca est un amphipode présent dans les ruisseaux, les étangs et les lacs d'Amérique du Nord (principalement en zone littorale), et il s'agit d'un organisme soumis de façon normalisée à des essais de toxicité pour l'eau et les sédiments. Par conséquent, pour les études *in situ* réalisées au moyen de cages, *Hyalella* peut être obtenu à partir de cultures de laboratoire ou de populations naturelles. Cet amphipode tolère les conditions et la manipulation de laboratoire, et il peut s'adapter à une vaste gamme de conditions environnementales. Il existe de nombreuses données sur les réponses d'*Hyalella* aux métaux et à d'autres conditions environnementales afin d'appuyer l'interprétation des résultats expérimentaux. Des études (p. ex., Borgmann *et al*., 2004b) montrent qu'*Hyalella* est un organisme témoin efficace de la biodisponibilité des métaux.

Structure de la cage

Les cages sont simples à construire et peuvent être conçues pour une exposition à une colonne d'eau, à des sédiments et à une colonne d'eau, ainsi qu'à de l'eau interstitielle. Une cage utilisée pour l'évaluation d'une colonne d'eau (7,6 cm de diamètre × 7,6 cm de longueur) est composée de deux sections de tubes transparents en acrylique fixées solidement ensemble et scellées à chaque extrémité par une grille maillée en nylon de 500 µm (ou plus petit) (figure 1). Les bandes de caoutchouc enroulées autour du dispositif d'attache et du guide permettent de maintenir la cage fermée. Les positions *in situ* sont maintenues en place par des ancres fixées dans le substrat ou par des dispositifs de flottaison.

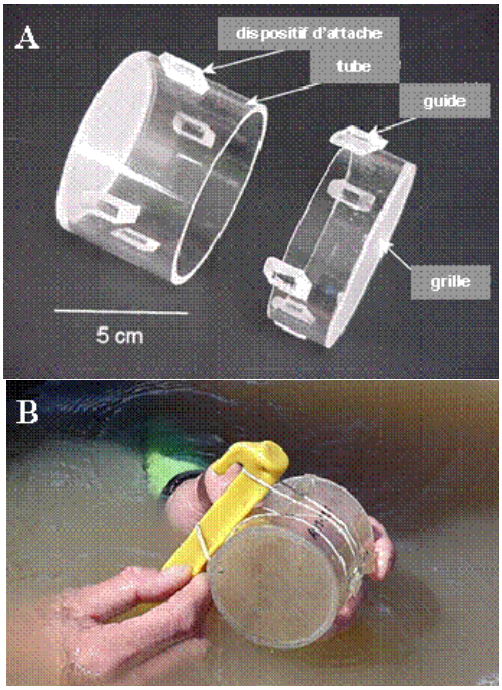


Figure 1 : Cage pour l'exposition d'amphipodes à la colonne d'eau. Légende : A : Structure. B : Piquet de tente en plastique fixé à la cage pour l'ancrer au substrat.

Protocole expérimental

Les cages sont déployées sur la majorité du substrat. L'emplacement des évaluations peut donc être sélectionné à l'avance en fonction de l'exposition aux agents d'agression selon les degrés et les durées nécessaires aux fins du plan d'étude. Le faible coût de production et la petite taille des cages permettent un taux élevé de répétition de l'échantillonnage afin de quantifier les variations spatiales et temporelles. Les cages peuvent être déployées et récupérées une à la fois à la fin de la période d'exposition, et elles peuvent être examinées à plusieurs reprises durant la période de l'étude afin d'observer la survie des amphipodes au fil du temps. La croissance et les concentrations de métaux dans les tissus peuvent aussi être mesurées au fil du temps pour les sites où plusieurs cages sont déployées. Tout au long de la durée de l'étude, il est possible de récupérer des cages pour analyser les amphipodes qu'elles contiennent.

Préparation et déploiement

Chaque cage peut contenir au moins 15 amphipodes sans entraîner un taux de mortalité significatif après le déploiement. Des individus jeunes et adultes (âgés de quatre à dix semaines) sont sélectionnés et répartis au hasard dans des cages ayant été assignées préalablement à des traitements expérimentaux. Une telle façon de faire permet de s'assurer que les groupes d'amphipodes ont des tailles similaires et que l'application des traitements expérimentaux n'est pas biaisée. Chaque cage contient aussi un carré de gaze de coton (2,5 cm × 2,5 cm) en guise de substrat. Si la qualité de la nourriture n'est pas un facteur expérimental, selon la durée du déploiement, la nourriture utilisée pour la culture ou des matières organiques naturelles peuvent être ajoutées au départ et au cours de l'expérience. Les amphipodes placés dans les cages peuvent être maintenus dans des seaux d'eau de culture pendant plusieurs heures ou plusieurs jours avant le déploiement sur les sites sans qu'il y ait de décès associé à la manipulation ou au transport. Durant le déploiement initial, l'exposition à l'eau du site doit être graduelle pour permettre l'ajustement à toute différence de température ou de qualité de l'eau. Après l'immersion, il faut enlever toutes les bulles d'air présentes dans la cage au moyen d'une pipette. Le déploiement peut être aussi long que huit semaines, ce qui dépasse la durée d'une génération d'*Hyalella*, mais il peut aussi être beaucoup plus court en fonction des objectifs expérimentaux. Par exemple, à ~ 23 °C, les concentrations de certains métaux chez *Hyalella*

atteignent un état d'équilibre après sept jours (Borgmann *et al*., 2004a). Dans des eaux plus froides, on peut s'attendre à des temps prolongés de réponse aux conditions du site.

Paramètres de toxicité et analyse des données

Comme dans le cas des essais de toxicité réalisés en laboratoire, le nombre de survivants au sein d'un groupe et la croissance moyenne individuelle durant la période d'exposition peuvent être déterminés après le dénombrement, le séchage et la pesée des amphipodes récupérés (figure 2). Si le maillage de la grille de la cage est assez petit, il est également possible d'estimer le taux de reproduction. S'il est possible de procéder à la dépuration des amphipodes avant le séchage, il est aussi possible de mesurer les concentrations d'une série d'éléments dans l'organisme entier (Borgmann *et al*., 2007).

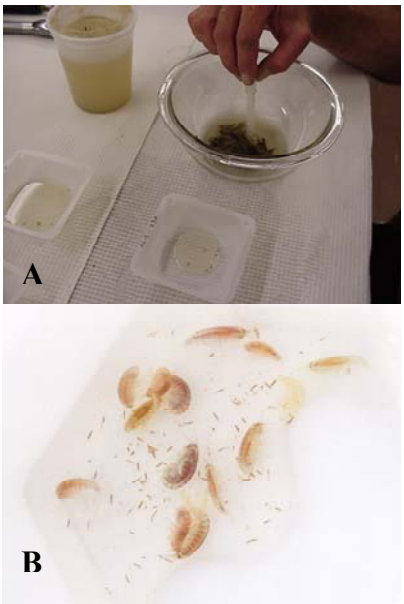


Figure 2. Récupération des amphipodes dans les cages
Légende : A. Tri des amphipodes à partir de l'approvisionnement naturel en nourriture et du substrat. B. *Hyalella* ayant survécu.

Les données obtenues pour ces paramètres peuvent être analysées en vue de déterminer les effets de l'emplacement ou du degré d'agression sur la santé des amphipodes et les populations. L'analyse des données sur la bioaccumulation des métaux peut aussi indiquer si des métaux particuliers sont a) biodisponibles et b) présents dans les tissus à des concentrations associées à des effets néfastes pour *Hyalella* ou pour des espèces se nourrissant des amphipodes.

Prévision de la toxicité liée à la bioaccumulation de métaux

Des études de laboratoire menées par Borgmann *et al*. (2004a) et Norwood *et al*. (2007) ont établi les concentrations corporelles critiques pour une série de métaux et de non-métaux (incluant As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Tl et Zn) pour *Hyalella*, au-dessus desquelles une toxicité létale est susceptible d'être observée. Ces valeurs semblent applicables aux conditions sur le terrain. Les déploiements *in situ* d'*Hyalella* en cage par Couillard *et al*. (2008) ont montré que la bioaccumulation de la plupart de ces métaux dans les cours d'eau contaminés par des métaux est semblable à la bioaccumulation observée dans les essais en laboratoire; les auteurs ont aussi observé que les métaux dissous s'accumulaient de différentes façons en fonction de la dose.

Les concentrations corporelles critiques, ainsi que les mesures de la bioaccumulation des métaux pour les organismes *Hyalella* exposés à des sédiments provenant de zones minières, ont été utilisées pour déterminer que le nickel et le cadmium étaient les métaux les plus toxiques chez les amphipodes et les principales causes de l'anomalie de la communauté benthique dans les lacs de la région de Sudbury (Borgmann *et al*., 2001) et de la région de Rouyn-Noranda (Borgmann *et al*., 2004b), respectivement. Par conséquent, les données sur la bioaccumulation calculées à partir d'essais de laboratoire sur des sédiments ou d'études *in situ* sur des amphipodes en cage peuvent être utiles pour établir les causes des effets sur la communauté benthique dans les secteurs où se trouvent des mines de métaux.

Pertinence pour les études de recherche des causes

Les évaluations *in situ* de la toxicité et de la bioaccumulation des métaux à l'aide d'organismes *Hyalella* en cage permettent d'obtenir de l'information pertinente sur le plan écologique en vue d'évaluer les causes des effets sur la communauté benthique dans le cadre des ESEE. Les expériences peuvent être conçues a) pour évaluer les effets directs d'effluents ou de sédiments contaminés, b) pour faire le lien entre certains métaux et une toxicité ou une anomalie de la communauté benthique, c) pour établir les voies importantes d'exposition et d'absorption pour les contaminants, d) pour quantifier la relation entre les agents d'agression et la réponse, et e) pour examiner les effets des facteurs naturels et d'autres agents d'agression anthropiques. Bien que les études citées dans le présent résumé se rapportent uniquement à *Hyalella*, il est possible d'utiliser d'autres espèces d'amphipodes dans des milieux estuariens et marins.

Conclusion

La mise en place de groupes de l'amphipode d'eau douce *Hyalella* dans des cages grillagées en plastique à des emplacements préalablement sélectionnés dans le milieu récepteur est une méthodologie établie pour l'évaluation *in situ* des réponses biologiques à certaines conditions environnementales. La méthodologie est applicable pour la surveillance des effets des effluents provenant de mines de métaux et pour les études de recherche des causes. Les mesures de la survie et de la croissance indiquent des réponses létales et sublétales à certains agents d'agression et à des conditions propres au site. Les constantes observées sur le plan de la bioaccumulation peuvent indiquer non seulement la biodisponibilité des métaux, mais aussi la cause la plus probable d'effets toxiques relatifs aux métaux. L'utilisation d'amphipodes en cage dans un programme d'ESEE permettrait d'obtenir des données probantes sur la cause des effets qui seraient complémentaires aux variables habituelles et offrirait un autre moyen d'évaluer les effets sur les milieux récepteurs problématiques.

Références

Borgmann, U., M. Nowierski, L.C. Grapentine et D.G. Dixon. 2004a. « Assessing the cause of impacts on benthic organisms near Rouyn-Noranda, Quebec », *Environmental Pollution*, 129 : 39-48.

Borgmann, U., W.P. Norwood et D.G. Dixon. 2004b. « Re-evaluation of metal bioaccumulation and chronic toxicity in *Hyalella azteca* using saturation curves and the biotic ligand model », *Environmental Pollution*, 131 : 469-484.

Borgmann, U., W.P. Norwood, T.B. Reynoldson et F. Rosa. 2001. « Identifying cause in sediment assessments: bioavailability and the Sediment Quality Triad », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences / Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 58 : 950-960.

Borgmann, U., Y. Couillard et L.C. Grapentine. 2007. « Relative contribution of food and water to 27 metals and metalloids accumulated by caged *Hyalella azteca* in two rivers affected by metal mining », *Environmental Pollution*, 145 : 753-765.

Burton Jr., G.A., M.S. Greenberg, C.D. Rowland, C.A. Irvine, D.R. Lavoie, J.A. Brooker, L. Moore, D.F.N. Raymer et R.A. McWilliam. 2005. « In situ exposures using caged organisms: A multi-compartment approach to detect aquatic toxicity and bioaccumulation », *Environmental Pollution*, 134 : 133-144.

Couillard, Y., L.C. Grapentine, U. Borgmann, P. Doyle et S. Masson. 2008. « The amphipod *Hyalella azteca* as a biomonitor in field deployment studies for metal mining », *Environmental Pollution*, 156 : 1314-1324.

Grapentine, L., Q. Rochfort et J. Marsalek. 2004. « Benthic responses to wet-weather discharges in urban streams in southern Ontario », *Water Quality Research Journal of Canada*, 39 : 374-391.

Grapentine, L.C., et D.M. Rosenberg. 1992. « Responses of the freshwater amphipod *Hyalella azteca* to environmental acidification », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences / Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 49 : 52-64.

Lowell, R.B., C. Tessier, S.L. Walker, A. Willsie, M. Bowerman et D. Gautron. 2007. *Évaluation nationale des données de la phase 1 du Programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux*. Gatineau (Qc), Environnement Canada, Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement.

Norwood, W.P., U. Borgmann et D.G. Dixon. 2007. « Chronic toxicity of arsenic, cobalt, chromium and manganese to *Hyalella azteca* in relation to exposure and bioaccumulation », *Environmental Pollution*, 147 : 262-272.

Robertson, E.L., et K. Liber. 2007. « Bioassays with caged *Hyalella azteca* to determine in situ toxicity downstream of two Saskatchewan, Canada, uranium operations », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26 : 2345-2355.

Stephenson, M., et M.A. Turner. 1993. « A field study of cadmium dynamics in periphyton and in *Hyalella azteca* (Crustacea: Amphipoda) », *Water Air and Soil Pollution*, 68 : 341-361.

Questions/Discussion:

Q. : Dans quelle mesure les amphipodes sont-ils sensibles aux métaux dans un environnement minier comparativement à d'autres organismes/invertébrés?
R. : Ils sont un peu sensibles, mais il ne s'agit pas des organismes les plus sensibles. Ils se situent probablement dans le cinquième centile pour les composés organiques et inorganiques (métaux), et ils sont très sensibles au cadmium. Si vous prélevez de tels organismes sur le terrain (c'est parfois possible), il est possible de voir s'il y a accumulation de métaux.

Commentaire : Tous les présentateurs ont été invités à fournir des références (c.-à-d., citations, rapports publiés, données).

[Note de la rédaction : L'auteur a par la suite indiqué qu'aucune référence n'avait été fournie par l'auditoire.]

Protocoles d'expérience utilisant des bassins artificiels (mésocosmes) pour étudier les causes des effets des effluents de mines de métaux

M.G. Dubé[1], M. Driessnack[2], L. Rozon-Ramilo[2], J. Ouellet[3], S. Niyogi[3], C. Rickwood[2]
[1] Chaire de recherche du Canada sur le diagnostic de la santé des écosystèmes aquatiques, School of Environment and Sustainability, Université de la Saskatchewan, Saskatoon (Sask.)
[2] Centre de toxicologie, Université de la Saskatchewan, Saskatoon (Sask.)
[3] Département de biologie, Université de la Saskatchewan, Saskatoon (Sask.)

Introduction

Au cours des dix dernières années, on a utilisé des systèmes de bassins artificiels sur le terrain pour vérifier certaines hypothèses concernant l'effet de mélanges complexes sur différents niveaux trophiques des écosystèmes aquatiques. Leur utilité réside dans la souplesse des divers protocoles et paramètres expérimentaux qui peuvent être mis à l'essai en vue de vérifier certaines hypothèses particulières, et ce, de façon contrôlée et répétée et en assurant un meilleur réalisme environnemental comparativement aux expériences de laboratoire hautement contrôlées. Les études initiales ont débuté en utilisant des effluents de fabriques de pâtes et papiers pour évaluer les effets sur les poissons (Dubé *et al.*, 2002; Pollock *et al.*, 2010). Ces études se sont par la suite étendues aux études de recherche des causes (en utilisant différents circuits de liqueurs résiduelles de procédé par rapport à l'exposition à l'effluent final) afin d'isoler les circuits ayant une incidence sur les réponses du système endocrinien et des fonctions de reproduction chez différentes espèces de petits poissons (Rickwood et Dubé, 2007; Rickwood *et al*., 2006a, 2006b; Dubé et MacLatchy, 2001).

Depuis 2000, l'utilisation de systèmes mobiles de bassins artificiels s'est étendue à l'évaluation de l'exposition aux effluents de mines de métaux. Bien que le secteur minier soit semblable à celui des pâtes et papiers en raison de la diversité des types de mines, de la composition variée des minerais et des différents milieux récepteurs pour le rejet des effluents traités, l'exploration minière diffère considérablement de la fabrication de pâtes et papiers sur le plan de l'étendue spatiale des exploitations. Bien sûr, cette différence modifie la perspective et l'approche pour les études de recherche des causes. L'utilisation de systèmes de bassins artificiels pour le secteur minier a compris notamment des protocoles expérimentaux visant à étudier les modifications aux volumes rejetés (Dubé *et al*., 2005), à départager l'effet de l'effluent de celui de la contamination historique des sédiments (Driessnack *et al*., 2010) et à vérifier les conséquences de l'exposition par la voie de l'eau ou encore par la voie de l'alimentation (Dubé *et al*., 2006; Rickwood *et al*., 2006c, 2008; Rozon-Ramilo *et al*., 2010). Plus récemment, afin d'évaluer les métaux responsables possibles, les protocoles ont mesuré l'effet de concentrations de métaux pour un métal à la fois, pour des teneurs équivalentes à celles des effluents, ainsi que l'effet de l'ensemble des métaux des effluents à pleine concentration (Dubé *et al*., 2010). Toutes les études ont été menées à l'aide d'espèces de poissons de petite taille, notamment avec le Chabot visqueux (*Cottus cognatus*) et le Méné à grosse tête (*Pimephales promelas*). Dans le cas du Méné à grosse tête, on a utilisé un essai biologique sur la reproduction pour une partie du cycle de vie. Des études portant sur la reproduction durant l'ensemble du cycle de vie chez les invertébrés ont également été menées à l'aide de l'effluent d'une mine de métaux dans le cadre de protocoles d'exposition sur le terrain (Hruska et Dubé, 2004, 2005). Il est essentiel d'examiner les effets des effluents de mines de métaux sur la reproduction des poissons et des invertébrés en raison de la propension de certains métaux à être transférés des parents à la descendance. Ainsi, un examen réalisé dans le cadre d'une expérience contrôlée sur le terrain permet d'évaluer les effets chez les adultes, les œufs et les larves. En outre, étant donné l'importance de l'alimentation sur la transformation et l'assimilation des métaux à des niveaux trophiques élevés, la méthode utilisant des bassins artificiels a été modifiée pour passer d'expositions d'origine exclusivement hydrique à des études complètes portant sur plusieurs niveaux trophiques (Rickwood *et al.*, 2006c, 2008; Rozon-Ramilo *et al*., 2010; Dubé *et al.*, 2010). Dans ces protocoles, une base alimentaire composée de *Chironomus dilutus* (anciennement nommé *Chironomus tentans*) est établie dans chaque bassin, et on laisse ces organismes se développer dans des conditions d'exposition à des densités connues. Des Ménés à grosse tête reproducteurs sont ensuite ajoutés aux bassins et exposés aux effluents pendant au moins 21 jours sans qu'il y ait de source externe de nourriture.

L'objectif du présent résumé long consiste à présenter certaines modifications importantes apportées durant la dernière décennie à la méthode des bassins artificiels pour permettre d'évaluer précisément les effluents de mines métaux, à exposer les principaux résultats et à citer les références. Toutes les études ont été financées par des modèles de partenariat avec l'industrie dans le cadre desquels les chercheurs universitaires étaient en mesure d'obtenir des fonds correspondant à ceux offerts par les organismes nationaux de financement (telles les subventions de recherche-développement coopérative du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada). Le financement accordé par la Fondation canadienne pour l'innovation et le Programme des chaires de recherche du Canada a aussi permis d'appuyer cette recherche, incluant la mise au point de nouveaux appareils d'analyse. La recherche a répondu aux besoins de l'industrie relativement aux exigences liées aux ESEE en application de la *Loi sur les pêches*; en retour, l'élaboration de la méthode et l'obtention de résultats ont été beaucoup plus rapides que ce qui aurait normalement été requis pour un programme d'ESEE dans le but d'élaborer de meilleurs outils et de meilleures approches pour l'industrie, les organismes de réglementation et la science en général.

Principaux résultats

Des études menées sur des bassins artificiels ont illustré qu'une exposition à des effluents traités de mines de métaux a le potentiel de réduire la taille des gonades chez les poissons, de modifier le niveau d'hormones de la reproduction et d'augmenter les concentrations de métaux dans l'organisme (Dubé *et al*., 2006). Des études menées chez des invertébrés ont aussi montré des effets sur le système reproducteur, notamment une baisse de l'émergence, du succès d'éclosion et de la survie, ainsi qu'une augmentation des teneurs en métaux des tissus de l'organisme (Dubé *et al*., 2010; Hruska et Dubé, 2005). Les effets des effluents miniers sur la reproduction des poissons varient en fonction de la voie d'exposition à l'effluent (Driessnack *et al*., 2010; Rickwood *et al*., 2006c, 2008; Rozon-Ramilo *et al*., 2010). En outre, le rôle de l'alimentation ne peut pas être ignoré dans les études visant à examiner les effets observés sur le terrain et en laboratoire. Au fur et à mesure que les connaissances augmentent sur le plan de la spéciation et de la biotransformation des métaux, il est de plus en plus important de reconnaître la portée du réseau trophique et de comprendre comment l'assimilation des métaux dans les niveaux trophiques inférieurs se transfère aux niveaux trophiques supérieurs. C'est ce constat qui a mené mon groupe à élaborer un système d'analyse à multiples niveaux trophiques. De plus, le rôle du succès de la reproduction sur la durabilité d'une population est bien connu. Il était donc essentiel d'élaborer un essai portant sur de multiples niveaux trophiques qui permet d'évaluer les effets de l'effluent d'une mine de métaux sur plusieurs stades de vie des poissons et des invertébrés. Il s'agissait du fondement pour l'élaboration de l'essai portant sur le cycle de vie des invertébrés dans des bassins artificiels sur le terrain et de l'essai biologique sur la reproduction pour une partie du cycle de vie du Méné à grosse tête à divers niveaux trophiques.

Les analyses de Rickwood *et al.* (2006c) ont montré qu'un plus grand nombre d'œufs (plus de deux fois plus) étaient produits par le Méné à grosse tête reproducteur lors d'expositions en mésocosmes multitrophiques comparativement aux expositions d'origine exclusivement hydrique. En laboratoire, l'exposition à une dilution d'effluent ordinairement observée dans l'environnement a diminué la production d'œufs de quatre à quatre fois et demie. Sur le terrain, avec le même effluent et le même mésocosme, Rickwood *et al*. (2008) ont fait état d'un plus grand nombre d'œufs dans les cours d'eau témoins comptant de multiples niveaux trophiques. Les effets de l'effluent associés à une exposition d'origine hydrique étaient les mêmes que ceux observés dans l'étude menée en laboratoire. Cependant, sur le terrain, dans les cas d'une exposition dans un système multitrophique, les effets de

l'effluent sur la production d'œufs n'ont pas été observés, contrairement à ce qui a été noté en laboratoire. Ces études ont illustré la constance de la réponse du Méné à grosse tête sur le plan de la reproduction, et elles ont aussi fait ressortir le rôle important que l'alimentation doit jouer dans la méthode pour permettre la mise en place de procédures d'essai contrôlées, incluant des études en mésocosme. D'autres études menées par Rozon-Ramilo *et al.* (2010) sur ce site à l'aide de systèmes multitrophiques ont montré les effets significativement différents que peuvent avoir différents effluents miniers (tous rejetés dans le même milieu récepteur) sur la reproduction des poissons. Cette étude était importante pour séparer les différents effluents selon les réponses biologiques et pour les placer en ordre de priorités. Les travaux de Driessnack *et al.* (2010) ont aussi montré l'importance de l'alimentation dans l'évaluation des effets de l'effluent d'une mine d'uranium. Cette étude était importante, parce qu'elle a montré que la production d'œufs du Méné à grosse tête était touchée différemment dans les systèmes multitrophiques, comparativement à une situation où les poissons étaient nourris d'une quantité connue de *C. dilutus* s'étant développés dans un milieu contaminé. Encore une fois, ce résultat illustre la nécessité que les méthodes contrôlées incluent un réseau trophique pour l'étude des effets des effluents miniers sur les poissons. Plus récemment, des études de recherche des causes menées à l'aide de mésocosmes ont comparé les effets d'un métal à la fois, pour des teneurs équivalentes à celles des effluents, avec ceux de mélanges complexes (Dubé *et al*., 2010). Jusqu'à maintenant, les études ont mis l'accent sur le sélénium, bien que des travaux soient actuellement en cours pour évaluer des métaux tels que le cuivre et le nickel. Ces études de recherche des causes ont montré qu'en dépit du fait que des effets caractéristiques d'une exposition au sélénium aient été montrés chez les poissons soumis à l'essai, ces effets ne correspondaient pas à ceux observés après une exposition à l'effluent final.

Conclusions

Des études par hypothèses, contrôlées et menées avec soin sont essentielles afin de mieux comprendre les causes. Plus les protocoles d'exposition sont adaptés à l'environnement réel, plus l'information sera utile. Nos travaux ont montré que les études menées en laboratoire, même celles ayant recours à des systèmes « construits » d'eau diluée afin de correspondre aux conditions observées sur le terrain, entraînent des résultats considérablement différents comparativement aux études menées sur le terrain à l'aide des mêmes bassins artificiels. De plus, les études utilisant un réseau trophique déterminé génèrent des résultats différents comparativement aux études utilisant seulement des expositions d'origine hydrique, et elles génèrent aussi des résultats différents de ceux obtenus en offrant simplement aux poissons la même alimentation (composée de l'organisme *C. dilutus*) élevés dans des conditions d'exposition à un effluent. Les bassins artificiels ont permis de mettre à l'essai différentes hypothèses et d'élaborer une approche traitant précisément des questions préoccupantes pour les études de recherche des causes dans le secteur des mines de métaux (p. ex., transfert maternel des métaux, voie d'exposition alimentaire). Nous concluons en mentionnant que les études menées sur le terrain sont essentielles dans le cadre de protocoles expérimentaux à multiples niveaux trophiques, et qu'il en est de même pour l'utilisation d'espèces permettant la mesure directe des effets sur la reproduction.

Références

Driessnack, M.K., M.G. Dubé, L.D. Rozon-Ramilo, P.D. Jones, C.I.E. Wiramanaden et I.J. Pickering. 2010. « The use of field-based mesocosm systems to assess the effects of uranium milling effluent on fathead minnow (*Pimphelas promelas)* », *Ecotoxicology*. Sous presse.

Dubé, M.G., A.J. Harwood, C.I.E. Wiramanaden et I.J. Pickering. 2010. « Effects of treated uranium mine effluent and selenium on fathead minnow *(Pimephales promelas)* reproduction in self-sustaining multi-trophic artificial streams », *Aquatic Toxicology*. Soumis en mars 2010.

Dubé, M.G., D.L. MacLatchy, J.D. Kieffer, N.E. Glozier, J.M. Culp et K.J. Cash. 2005. « Effects of metal mining effluent on Atlantic salmon (*Salmo salar*) and slimy sculpin (*Cottus cognatus*): Using mesocosms to assess existing effects and predict future consequences », *Science of the Total Environment*, 343 : 135-154.

Dubé, M.G., D.L. MacLatchy, K.A. Hruska et N.E. Glozier. 2006. « Assessing the responses of creek chub (*Semotilus atromaculatus*) and pearl dace (*Semotilus margarita*) to metal mine effluents using in situ artificial streams in Sudbury, Ontario, Canada », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (1) : 18-28.

Dubé, M.G., et D.L. MacLatchy. 2001. « Identification and treatment of a waste stream at a bleached kraft pulp mill that depresses a sex steroid in the mummichog (*Fundulus heteroclitus*) », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 : 985-995.

Dubé, M.G., J.M. Culp, K.J. Cash, N.E. Glozier, D.L. MacLatchy, C.L. Podemski et R.B. Lowell. 2002. « Artificial streams for Environmental Effects Monitoring (EEM): Development and application in Canada over the past decade (invited) », *Water Quality Research Journal of Canada*, 37 : 155-180.

Hruska, K., et M. Dubé. 2005. « Comparison of a partial life cycle bioassay in artificial streams to a standard beaker bioassay to assess effects of metal mine effluent on *Chironomus tentans* », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (9) : 2325-2335.

Hruska, K., et M.G. Dubé. 2004. « Using artificial streams to assess the effects of metal-mining effluent on the life-cycle of the freshwater midge (*Chironomus tentans*) in situ », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (11) : 2709-2718.

Pollock, M.S., M.G. Dubé et R. Schryer. 2010. « Investigating the link between pulp mill effluent and endocrine disruption: attempts to explain the presence of intersex fish in the Wabigoon River, Ontario, Canada », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (4) : 952-965.

Rickwood, C.J., et M.G. Dubé. 2007. « Application of a pair-breeding fathead minnow (*Pimephales promelas*) adult reproduction bioassay to a pulp mill effluent », *Water Quality Research Journal of Canada*, 42 (2) : 82-90.

Rickwood, C.J., M.G. Dubé, L.M. Hewitt, T. Kovacs, J.L. Parrott et D.L. MacLatchy. 2006a. « Use of paired fathead minnow (*Pimephales promelas*) reproductive test: Part I: Assessing biological effects of final bleached kraft pulp mill effluent using a mobile bioassay trailer system », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 : 191-201.

Rickwood, C.J., M.G. Dubé, L.M. Hewitt, T. Kovacs, J.L. Parrott et D.L. MacLatchy. 2006b. « Use of paired fathead minnow (*Pimephales promelas*) reproductive test: Part II: Source identification of biological effects at a bleached kraft pulp mill », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 : 202-211.

Rickwood, C.J., M.G. Dubé, L. Weber, K. Driedger et D.M. Janz. 2006c. « Assessing effects of metal mining effluent on fathead minnow (*Pimephales promelas*) reproduction in a trophic-transfer system », *Environmental Science & Technology*, 40 : 6489-6497.

Rickwood, C.J., M.G. Dubé, L.P. Weber, S. Lux et D.M. Janz. 2008. « Assessing effects of a mining and municipal sewage effluent mixture on fathead minnow (*Pimephales promelas*) reproduction using a novel, field-based trophic-transfer artificial stream », *Aquatic Toxicology*, 86 : 272–286.

Rozon-Ramilo, L.D., M.G. Dubé, C.J. Rickwood et S. Niyogi. 2010. « Examining the effects of metal mining mixtures on fathead minnow (*Pimephales promelas*) using field-based multi-trophic artificial streams », *Environmental Toxicology and Chemistry*. Soumis en juin 2010.

Questions/Discussion :

Commentaire : Les seuils de l'U.S. EPA sont basés sur la CE_{20}, mais nous verrons plus tard ce qui arrive avec cette valeur.

Q. : Donc, les effets sur les nutriants masquent la toxicité?
R. : Oui, l'enrichissement en nutriants atténue les effets toxiques.

Commentaire : L'utilisation des renseignements connus permet de gagner du temps et d'économiser de l'argent lors de l'élaboration et de la réalisation du plan d'études. Ces renseignements sont aussi particulièrement utiles afin de générer de bonnes hypothèses pour la recherche des causes.

Les évaluations de données sur la réduction de la toxicité comme outil pour la recherche des causes – études de cas sur les mines

L.J. Novak[1] et K.E. Holtze[1]
[1] AquaTox Testing and Consulting Inc.

En vertu de la *Loi sur les pêches*, le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) exige que toutes les mines de métaux canadiennes produisent un effluent qui ne présente aucune létalité aiguë chez la Truite arc-en-ciel lorsqu'il est soumis à un essai, conformément à la méthode de référence SPE 1/RM/13 d'Environnement Canada. Les mines doivent également faire le suivi de la létalité aiguë de l'effluent pour *Daphnia magna*. En cas de non-conformité pour la toxicité aiguë (mortalité > 50 % dans 100 % de l'effluent), la mine doit mettre en œuvre un plan pour examiner la ou les causes de cette létalité aiguë. La démarche la plus souvent utilisée pour l'étude de recherche des causes est l'évaluation des données sur la réduction de la toxicité, une étude propre au site qui est conçue pour déterminer la ou les substances responsables de la toxicité, isoler la source, évaluer l'efficacité des options de contrôle possibles et confirmer la réduction de la létalité aiguë de l'effluent final. Avant la mise en œuvre du REMM, les substances toxiques reconnues comme étant le plus souvent associées aux effluents miniers étaient l'ammoniac, les métaux, les matières dissoutes totales et le pH acide. Cependant, étant donné qu'un plus grand nombre d'installations doivent désormais mener des essais de toxicité, d'autres substances toxiques responsables de la létalité aiguë ont fait leur apparition. Par le biais d'études de cas réelles sur l'évaluation des données sur la réduction de la toxicité, quelques-unes des substances toxiques décelées récemment en lien avec les mines de métaux ont été abordées dans le contexte de l'atelier, dont le sulfosel, les xanthates, les sulfures et les substances chimiques liées aux procédés.

L'auteur a fourni les références ci-dessous pour supplémenter son sommaire:

Holtze, K.E., G.G. Gilron, L.J. Novak et B. Zajdlik. 2002. *Guidance Document for Acute Lethality Testing of Metal Mining Effluents*. Préparé pour le réseau des examens toxicologiques des effluents miniers TIME. 70 pages.

Novak, L.J., et K.E. Holtze. 2005. « Overview of toxicity reduction and identification evaluations for use with small-scale tests », dans C. Blaise et J.F. Férard (éd.), *Small-scale Freshwater Environment Toxicity Test Methods*. Dordrecht (Pays-Bas), Kluwer Academic Publishers.

Novak, L.J., K.E. Holtze, R. Wagner, G. Feasby et L. Liu. 2002. *Guidance Document for Conducting Toxicity Reduction Evaluation (TRE) investigations of Canadian Metal Mining Effluents*. Préparé pour le réseau des examens toxicologiques des effluents miniers TIME. 85 pages.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency. 1989. *Generalized Methodology for Conducting Industrial Toxicity Reduction Evaluations*. EPA-600/2-88/070.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency. 1991. *Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations: Phase I Toxicity Characterization Procedure*s. EPA-600/6-91/003.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency. 1993a. *Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations: Phase II Toxicity Identification Procedures for Samples Exhibiting Acute and Chronic Toxicity*. EPA-600/R-92/080.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency. 1993b. *Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations: Phase III Toxicity Confirmation Procedures for Samples Exhibiting Acute and Chronic Toxicity*. EPA-600/R-92/081.

Essais biologiques sur le cycle de vie du Méné à grosse tête pour évaluer les effets des effluents complexes

J.P. Parrott[1], L.M. Hewitt[1] et M.E. McMaster[1]
[1] Division de la recherche sur la protection des écosystèmes aquatiques, Direction des sciences et de la technologie de l'eau, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada, 867 Lakeshore Rd, Burlington (Ont.) L7R 4A6

La prévision et l'évaluation d'effets sur les poissons sauvages à l'aide de tests normalisés en laboratoire ne sont pas chose facile. Les essais biologiques sommaires et normalisés sur l'exposition des poissons, élaborés dans les années 1970 et 1980, sont efficaces pour évaluer la toxicité aiguë ainsi que les effets immédiats des composés et des effluents. Heureusement, au Canada, bon nombre des effluents qui sont réglementés ne présentent plus maintenant de toxicité aiguë. Cependant, certains composés, effluents ou types de rejets provoquent néanmoins des impacts à long terme sur la santé des poissons. Afin d'évaluer les effets d'une exposition à long terme, des essais biologiques sur l'ensemble du cycle de vie du Méné à grosse tête ont été menés en utilisant différents composés purs et effluents mixtes.

Les essais sur l'ensemble du cycle de vie couvrent toutes les « phases critiques » d'exposition, soit les œufs, le stade larvaire, le développement au stade juvénile, la période de reproduction des poissons adultes, et le taux de survie de la première génération. Ces essais en laboratoire sur le cycle de vie comportant une exposition aux effluents d'eaux usées municipales ont montré des

modifications des caractères sexuels secondaires et une baisse de la reproduction, malgré une croissance accrue. Les poissons sauvages exposés aux effluents d'eaux usées municipales présentent également des effets semblables sur les caractères sexuels. Les effets des effluents de fabriques de pâtes et papiers notés sur la croissance et la reproduction des poissons dans le cadre des essais sur le cycle de vie sont également comparables à ceux observés chez certains poissons sauvages.

Les données sur les composés végétaux et les métaux présents dans les effluents de fabriques de pâtes et papiers indiquent que les effluents peuvent varier de façon considérable d'une semaine à l'autre. Une telle situation peut être due à des variations dans le processus de transformation ainsi qu'aux espèces et à l'origine des arbres broyés. L'analyse des concentrations de métaux dans les effluents de fabriques de pâtes et papiers (figure 1) a permis de mesurer des concentrations de certains métaux allant de 10 à 1000 µg/L.

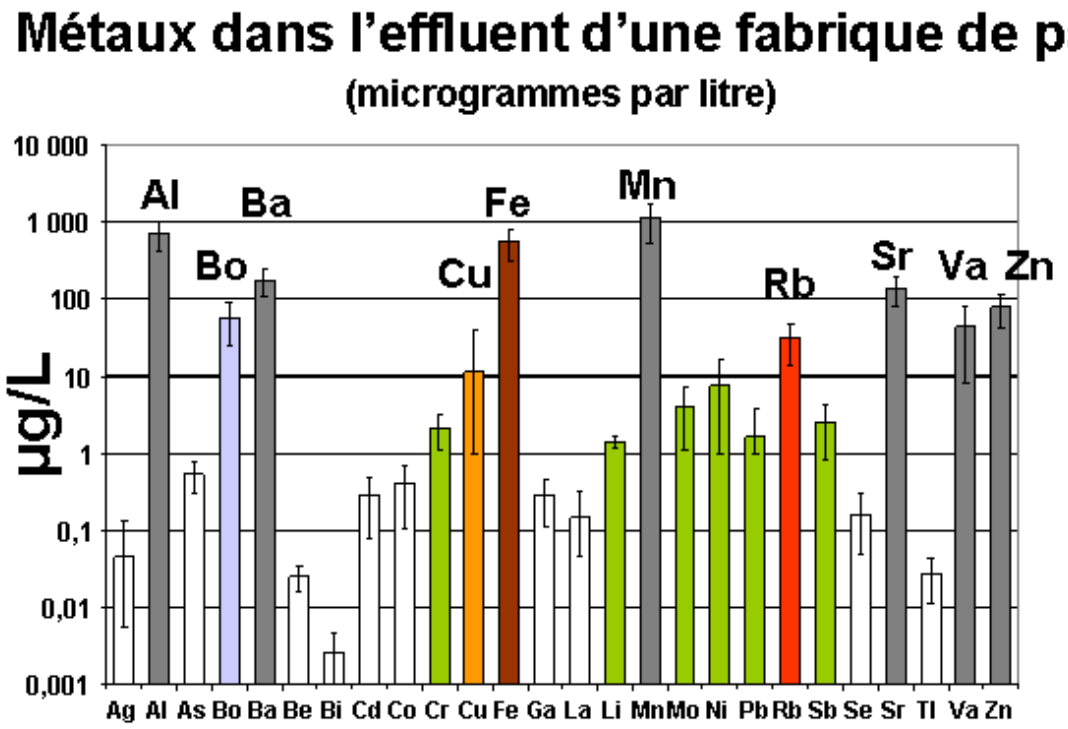


Figure 1 : Concentrations moyennes (µg/L; ± erreur-type) de métaux dans l'effluent d'une fabrique de pâte kraft blanchie

Pour les effluents de mines de métaux, ces essais sur l'ensemble du cycle de vie pourraient fournir des données utiles sur les effets à long terme dans l'environnement, en particulier dans les cas où la capture de poissons sauvages est difficile. Les essais sur l'ensemble du cycle de vie présentent toutefois les désavantages d'être longs et coûteux. Cependant, comme ces essais permettent de simuler les effets d'une exposition environnementale réelle et peuvent être utilisés pour les évaluations de risques, ils offrent de précieuses données qu'il serait difficile, voire impossible à obtenir en utilisant l'exposition des poissons en laboratoire sur de courtes durées.

Questions/Discussion :

Q. : Pour ce qui est du poids des gonades en tant qu'indicateur de la reproduction, est-ce que la diminution de la production d'œufs est considérée comme une réponse comportementale, et dans quelle mesure est-ce lié aux gonades en tant que bons indicateurs?
R. : Il est possible qu'il s'agisse d'une réponse comportementale, mais nous n'en sommes actuellement pas certains. Cependant, cela pourrait valoir la peine d'étudier cette question. Ces effets sont présents même dans le cas de gonades normales.

Commentaire : La concentration de métal dans les effluents de fabriques de pâtes et papiers est beaucoup plus élevée que la limite établie dans les ESEE des mines de métaux.

[Note de la rédaction : Correction de l'auteur : En fait, les concentrations n'étaient pas plus élevées que les limites établies dans les ESEE des mines de métaux. Les concentrations présentées à l'atelier étaient en milligrammes par litre pour les métaux, tandis que les unités réelles de concentrations étaient les microgrammes par litre. Les axes étaient mal identifiés.]

Utilisation de modèles de bioaccumulation pour prédire la toxicité des métaux dissous

J. McGeer[1], T. Ng[1] et C. Wood[1]
[1] Université Wilfrid Laurier
[2] Département de biologie, Université McMaster, Hamilton (Ont.) L8S 4K1

Introduction

Dans le cadre de la phase de recherche des causes des ESEE, on présume habituellement que la bioaccumulation peut être utilisée « pour déduire directement la cause de la toxicité[1] ». L'utilisation de la bioaccumulation en tant qu'indicateur de la toxicité est connue comme étant l'approche portant sur les résidus dans les tissus, et cette approche mise sur l'établissement d'une relation dose-réponse afin de faire le lien entre les résidus présents dans les tissus et les effets toxiques. L'utilisation de la bioaccumulation comme mesure indiquant la toxicité des métaux représente une dichotomie intéressante. En effet, le concept de bioaccumulation semble relativement clair puisque l'accumulation d'un métal est nécessaire pour induire des effets néfastes[2]. Une corrélation directe peut être établie entre l'accumulation à court terme et la biodisponibilité; par conséquent, l'accumulation à court terme tient compte de la variabilité associée aux facteurs dans le milieu d'exposition ayant une incidence sur la spéciation des métaux et l'absorption (voir la section ci-après sur le modèle du ligand biotique). Cependant, les liens entre l'accumulation à court terme et la toxicité aiguë sont connus uniquement pour certains métaux et, en général, l'accumulation à court terme est faiblement corrélée avec les effets chroniques à long terme. En effet, même l'accumulation chronique dans un organisme, qui est habituellement mesurée sur la base d'un organisme entier ou de tissus, n'équivaut souvent pas à la toxicité chronique.

[1] *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux*, 2002 (voir aussi plus loin dans l'analyse).
[2] Il existe certaines exceptions; par exemple, la précipitation de l'aluminium (Al) sur les surfaces respiratoires dans les milieux aquatiques dont le pH est faible.

La toxicité est induite par l'accumulation de contaminants aux sites précis de l'action toxique. Les métaux qui s'accumulent dans un organisme n'agissent pas tous aux sites d'action toxique, et des quantités importantes peuvent ainsi être séquestrées ou autrement détoxiquées. La détoxication par les protéines capables de liaison avec les métaux, comme les métallothionéines, en est un bon exemple. Ainsi, de tels processus compliquent l'interprétation des relations de cause à effet. L'analyse qui suit donne un bon aperçu de la bioaccumulation des métaux en rapport avec l'interprétation des effets. De plus, cette analyse décrit et commente les directives actuelles sur les ESEE dans le secteur minier à propos de l'utilisation de la bioaccumulation, et elle donne des détails sur d'autres approches présentement mises au point pour faire le lien entre la bioaccumulation des métaux et la toxicité.

Bioaccumulation des métaux

La présence de métaux est élémentaire, et les métaux sont omniprésents dans tous les milieux environnementaux. Ainsi, tous les organismes vivants auront une certaine concentration de métaux dans leurs tissus. Au fil de l'évolution, les organismes ont acquis la capacité de vivre avec les métaux accumulés et d'éviter les répercussions négatives, du moins jusqu'à un certain point le long du continuum d'exposition. Dans le cas d'expositions à des métaux induisant une toxicité, les concentrations dans l'organisme entier et/ou dans les tissus représentent une mesure globale de toutes les formes du métal bioaccumulé. Il est habituellement impossible de faire la distinction entre les métaux agissant au site de toxicité et les métaux accumulés avant les conditions d'exposition, les métaux requis pour le fonctionnement normal (dans le cas des métaux essentiels) ou les métaux détoxiqués ou ne contribuant autrement pas à la toxicité (dans le cas de tous les métaux).

Deux récentes publications présentent des examens succincts et à jour des connaissances sur la bioaccumulation. Une de ces publications, le *Framework for Metals Risk Assessment*[3], est le résultat d'un processus global multilatéral élaboré par l'U.S. EPA. Ces travaux comprennent une série de livres blancs sur des questions scientifiques reliées aux métaux, incluant la biodisponibilité et la bioaccumulation[4]. La récente publication d'Adams *et al*. (2010) est une synthèse des travaux réalisés par le sous-groupe sur les métaux au cours du récent atelier SETAC Pellston sur l'approche relative aux résidus dans les tissus. Cet atelier a permis de réunir environ 40 des plus éminents experts en matière de bioaccumulation des contaminants. Le premier paragraphe de l'article d'Adams *et al*. (2010) offre un résumé utile de l'approche relative aux résidus dans les tissus pour les métaux :

> Un des objectifs de l'approche sur les résidus dans les tissus pour l'évaluation de la toxicité consiste à déterminer la relation dose-réponse pour différentes substances toxiques et à évaluer l'intervalle des résidus présents dans les tissus susceptibles d'entraîner des effets néfastes. Bien que des travaux considérables aient été réalisés au fil des ans en vue de faire le lien entre les résidus de métaux dans les tissus qui découlent d'une exposition d'origine hydrique ou alimentaire et les effets, ces travaux ont eu un succès limité. L'interprétation des résultats a été compliquée par notre compréhension limitée de la façon par laquelle les organismes aquatiques stockent, détoxiquent ou éliminent les métaux, ainsi que par l'absence de périodes d'exposition normalisées, de protocoles d'essai normalisés et d'espèces désignées pour les essais. Plus particulièrement, le progrès scientifique dans le domaine de l'utilisation des résidus dans les tissus a été retardé par notre incapacité à

[3] Disponible à l'adresse suivante : http://www.epa.gov/raf/metalsframework/index.htm.
[4] Disponible à l'adresse suivante : http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/BIOFINAL81904.PDF.

> reconnaître que les métaux présents dans l'ensemble de l'organisme ou dans les muscles ne reflètent pas la portion active des métaux sur le plan biologique ou métabolique qui est disponible pour contribuer à la toxicité sur le site d'action et, aussi, que les métaux totaux sont au mieux un substitut pour la fraction de métaux actifs sur le plan métabolique au site d'action. [Traduction]

Ces travaux ont conclu que l'approche sur les résidus dans les tissus (bioaccumulation des métaux) pour l'évaluation des métaux n'est pas soutenue, contrairement aux contaminants organiques pour lesquels un cadre de travail conceptuel généralisé peut être appliqué pour estimer les effets. Certaines exceptions ont été notées, incluant les formes organométalliques des métaux et le sélénium. Les auteurs ont aussi reconnu qu'il pouvait y avoir certains métaux et certaines associations d'espèces pour lesquels l'approche axée sur les résidus présents dans les tissus pouvait être efficace, mais ils ont ajouté que de telles situations devraient être validées sur le terrain.

Directives du guide d'ESEE sur l'utilisation de la bioaccumulation des métaux

Les extraits suivants proviennent des passages portant sur la recherche des causes du *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux* de 2002. La section 5.22.3 portant sur les méthodes utilisées pour déterminer les biomarqueurs et les teneurs des métaux dans l'organisme indique ce qui suit :

> « Une augmentation significative des charges corporelles de métaux ou des réponses des biomarqueurs (soit dans le temps ou par rapport aux stations de référence) indique que les métaux sont biodisponibles dans l'environnement récepteur. Si l'on dispose de données sur la relation entre la bioaccumulation et la toxicité, on peut utiliser les données de bioaccumulation pour déduire directement la cause de la toxicité. »

Après avoir traité des métallothionéines (MT), la section poursuit ainsi :

> « Des bivalves dulcicoles et marins, des larves d'insectes benthiques et des amphipodes ont été utilisés avec succès pour mesurer les concentrations de MT et les charges corporelles de métaux. Des espèces indigènes peuvent être recueillies à cette fin aux sites exposés ou transplantées des sites de références aux sites exposés. L'étude de la bioaccumulation est particulièrement utile pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux non essentiels (Cd, Pb, Tl, etc.). Les concentrations de cuivre et de zinc dans les tissus des invertébrés peuvent être contrôlées à divers degrés, et leurs concentrations de fond peuvent être élevées. En conséquence, l'utilité des dosages du cuivre et du zinc peut être limitée chez les invertébrés. »

Dans la même section, on souligne la facilité avec laquelle on peut mesurer la bioaccumulation.

> « Le dosage des métaux et de la MT dans l'organisme est une opération relativement facile et peu dispendieuse, et le secteur privé dispose des méthodes voulues (pour le dosage des métaux plus que pour celui de la MT). »

Dans la section traitant des essais de toxicité létale et sublétale (section 5.22.4), le document stipule ce qui suit :

> « Les concentrations de métaux dans les invertébrés exposés à des sédiments peuvent fournir des indications directes de la biodisponibilité de ces mêmes métaux, et si l'on dispose de

> données sur la relation entre la bioaccumulation et la toxicité, la cause de la toxicité peut être déduite à partir de la bioaccumulation des métaux. »

À la section 8.4.5.7, les directives relatives à l'utilisation de la bioaccumulation chez les organismes dans le cadre d'essais sur la toxicité des sédiments indiquent ce qui suit :

> « La mesure des concentrations de métaux dans les organismes utilisés dans le cadre des tests de toxicité des sédiments peut renseigner sur les concentrations de métaux biodisponibles et sur l'origine de la toxicité des sédiments. Les concentrations de métaux chez les invertébrés benthiques exposés aux sédiments constituent des mesures directes de la biodisponibilité et sont plus étroitement corrélées à la toxicité des sédiments induite par les métaux qu'aux concentrations de métaux totaux dans les sédiments (Borgmann et Norwood, 1997a, 1997b). Si le lien entre la bioaccumulation et la toxicité est connu, on peut se fonder directement sur les concentrations bioaccumulées pour déduire les causes de la toxicité (Borgmann et Norwood, 1997b). »

Cette section se poursuit comme suit :

> « Pour évaluer la bioaccumulation, on peut se servir des mêmes organismes que ceux déjà utilisés pour les tests de toxicité des sédiments. Il faut toutefois s'assurer que ces organismes ont vidé leur système digestif […] etc.[…]. Si l'on ignore la nature de la relation entre la bioaccumulation et la toxicité, on peut obtenir les données requises en réalisant des expériences de dopage des sédiments dans le cadre d'une recherche de l'origine des effets toxiques (p. ex. Borgmann et Norwood, 1997a, 1999). »

La section 8.4.6 présente des lignes directrices sur l'application de données provenant d'un essai de 14 jours mené sur le Méné à grosse tête dans le cadre des directives relatives aux essais sur la qualité des sédiments. Cette section indique ce qui suit :

> « Les têtes-de-boule juvéniles utilisées dans le test de 21 jours peuvent être conservées en vue du dosage des résidus dans l'organisme (bioaccumulation de substances chimiques provenant des sédiments). »

Ces extraits tirés du *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux* soulèvent deux facteurs importants à considérer. Tout d'abord, la compréhension de la bioaccumulation des métaux en relation avec la toxicité était limitée au moment où le Guide a été élaboré. En effet, le Guide indique constamment « si le lien entre la bioaccumulation et la toxicité est connu », mais il n'indique rien de particulier sur les concentrations seuils associées à un effet, et il ne donne aucun exemple (p. ex., aucune mention quant au moment où une relation entre la bioaccumulation et la toxicité se crée). Le Guide ne fournit aucun critère aux fins d'évaluation quand des inférences peuvent être établies sur les causes de toxicité à partir de relations entre la bioaccumulation et la toxicité (c.-à-d. toute relation entre la bioaccumulation et la toxicité). Plus important encore, l'état actuel de la science (tel que l'ont établi les travaux d'Adams *et al.* [2010] et le cadre de travail de l'U.S. EPA sur les métaux) indique que la relation entre la bioaccumulation et la toxicité est confondue par la physiologie.

Ensuite, le fait que le Guide indique que la bioaccumulation peut être utilisée pour déduire la cause de la toxicité semble mal avisé.

En outre, d'après Adams *et al.* (2010), le Guide pourrait réellement freiner le développement de la science sur la bioaccumulation des métaux, parce qu'il ne réussit pas à mettre en évidence le fait

qu'il y a une distinction entre les métaux accumulés contribuant à la toxicité au site d'action et les métaux présents sous des formes inactives du point de vue métabolique. Bien que des corrélations entre la bioaccumulation du métal et la toxicité puissent être démontrées dans le cas d'espèces uniques et d'expositions à un seul métal, il est peu probable que de telles corrélations puissent tenir la route dans différentes conditions environnementales. Les corrélations n'indiquent pas toujours une relation de cause à effet, en particulier quand la relation est compliquée par des facteurs de confusion, comme c'est le cas pour la bioaccumulation des métaux et la toxicité. L'extrapolation des corrélations établies à partir d'expositions à un seul métal en conditions de laboratoire pour des effluents complexes comprenant un mélange de contaminants potentiels, même si c'est pour une même espèce, nécessiterait une validation approfondie. L'extrapolation des relations à d'autres espèces n'est pas justifiée sans validation. Ces réserves et mises en garde relatives à l'application de la bioaccumulation dans le cadre d'une étude de recherche des causes semblent être complètement absentes du Guide (avec une seule exception importante relative à la bioaccumulation du Cu et du Zn qui est limitée aux invertébrés seulement).

Une grande partie des recherches citées dans le Guide est fondée sur des études portant sur *Hyalella azteca*. Les études citées sont excellentes et de grande qualité, et elles offrent des renseignements importants sur la relation entre la bioaccumulation et la toxicité chez cette espèce. L'analyse d'Adams *et al*. (2010) tient compte de ces études et indique que les relations avec la bioaccumulation élaborées pour *Hyalella* peuvent être relativement uniques. De plus, les récents travaux réalisés par Wang *et al.* (2004) indiquent que l'interprétation des données obtenues à partir des études sur *Hyalella*, en particulier en ce qui a trait aux contaminants présents dans les sédiments, n'est peut-être pas claire. Les lignes directrices sur les ESEE relatives à l'application de la bioaccumulation dans le cadre d'une étude de recherche des causes n'offrent pas ce degré d'analyse.

Par conséquent, il serait raisonnable et conseillé de réviser, de mettre à jour et de compléter les lignes directrices sur les ESEE en ce qui a trait à l'utilisation de la bioaccumulation dans le contexte des études de recherche des causes.

Autres approches relatives à la bioaccumulation : le modèle du ligand biotique pour la toxicité aiguë des métaux[5]

Le modèle du ligand biotique fournit un exemple sur le moment où la bioaccumulation des métaux peut être appliquée avec succès en tant qu'indicateur d'un effet. Le modèle du ligand biotique est fondé sur des prédictions relatives à la liaison d'un métal au site d'action toxique, et cette approche intègre les interactions métalliques tout au long de la voie de toxicité exposition-absorption-accumulation. L'absorption de métaux dans le modèle du ligand biotique est basée sur des estimations de la biodisponibilité relative de différentes formes dissoutes (espèces) de métaux. Ces interactions entre les espèces de métaux et le ligand biotique sont incorporées dans le cadre de modélisation en équilibre. La force des modèles du ligand biotique réside dans le fait qu'ils tiennent compte simultanément de la spéciation géochimique et de la liaison relative des espèces de métaux (ou de l'absence de liaison) au site de toxicité. L'application du modèle du ligand biotique aux critères ou aux lignes directrices de qualité de l'eau s'appliquant à la toxicité aiguë est unique, parce qu'il s'agit d'une méthode propre au site basée sur la bioaccumulation; en outre, la relation prévue entre la bioaccumulation et la toxicité a été préalablement validée par des expériences menées pour une vaste gamme de compositions chimiques de l'eau.

[5] Pour plus de détails, voir Niyogi et Wood (2004) ainsi que McGeer *et al*. (2010).

Le modèle du ligand biotique a récemment été adopté en tant qu'outil servant à l'établissement de lignes directrices ou de critères de qualité de l'eau relativement à la toxicité aiguë pour un site en particulier. Ce modèle est aussi reconnu pour son application dans l'évaluation du risque et pour l'établissement d'objectifs liés aux rejets pour un site particulier. Son application dans le cadre du Programme d'ESEE ne s'étendrait pas aux inférences sur la recherche des causes. Cependant, le modèle est simple à utiliser et peut être utile pour fournir de l'information sur la biodisponibilité des métaux et pour établir les priorités entre les stratégies d'étude détaillées. Le développement du modèle du ligand biotique au cours des 15 dernières années offre des orientations utiles sur les approches à suivre pour l'élaboration d'outils sur la protection environnementale, et ce progrès souligne l'importance d'une compréhension mécaniste de la toxicité, d'une participation multilatérale, d'une recherche multidisciplinaire, du travail d'équipe, d'un investissement en recherche et d'une validation rigoureuse.

Autres approches relatives à la bioaccumulation

Les autres approches pour l'utilisation des relations entre la bioaccumulation et la toxicité pour les métaux sont beaucoup moins développées que le modèle du ligand biotique. Un domaine de recherche actif est l'application des techniques de fractionnement cellulaire. Ces méthodes caractérisent la bioaccumulation dans un tissu ou un organisme entier et, par l'entremise d'une homogénéisation, d'une centrifugation et de traitements thermiques, elles permettent de faire la distinction entre les formes détoxiquées de métaux et les formes actives sur le plan métabolique à l'intérieur d'une cellule. Le fractionnement cellulaire de métaux bioaccumulés a le potentiel de fournir de l'information utile sur la toxicité des métaux. Les fractions comprennent des granules riches en métaux, des débris cellulaires, des organites (p. ex., mitochondrie, microsomes et lysosomes), des protéines thermosensibles et des protéines non thermosensibles. Les études ont groupé les parcelles cellulaires en groupes sensibles aux métaux, comme les mitochondries et les protéines thermosensibles (où la toxicité du métal peut survenir), et en groupes inactifs sur le plan métabolique, comme les granules et les protéines non thermosensibles (où l'accumulation de métaux est bénigne)[6].

Une autre approche différente de la relation entre la bioaccumulation et la toxicité a été proposée par Adams *et al.* (2010). Dans cette approche, la relation entre la bioaccumulation et la toxicité est établie, mais pas au sein d'un même organisme. La bioaccumulation est évaluée sur un organisme résistant au métal chez lequel le métal est accumulé de façon importante et constante. La toxicité est évaluée chez un organisme sensible au métal (et donc pertinent du point de vue toxicologique), et les deux mesures sont mises en relation pour une exposition commune. La bioaccumulation par les organismes résistants offre une mesure de la biodisponibilité, et le critère d'effet toxique pourrait se trouver à tout niveau, c'est-à-dire sur le plan de la physiologie, de la toxicité pour l'organisme ou des indicateurs pour la communauté. La figure 1 présente un diagramme conceptuel de cette approche.

[6] Les travaux suivants présentent un aperçu de ces méthodes : Wallace *et al*. (2003), Kraemer *et al*. (2005) et Campbell *et al*. (2008).

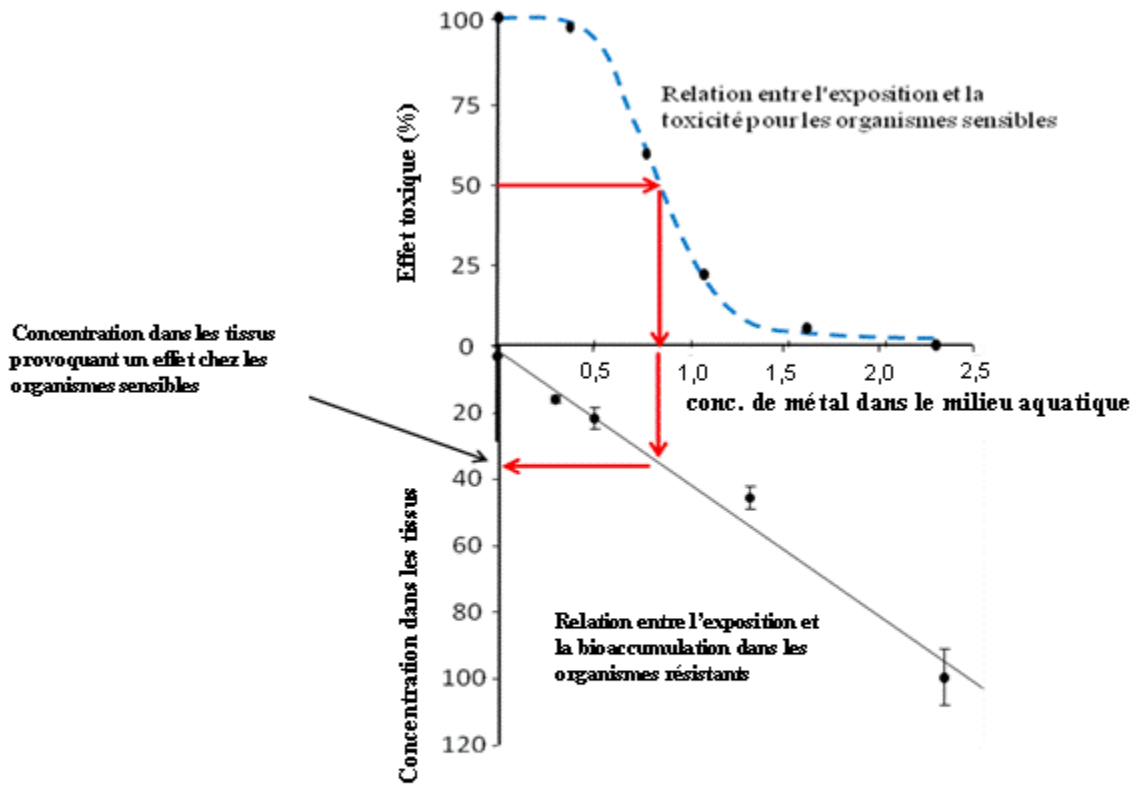


Figure 1 : Diagramme conceptuel d'une approche de remplacement établissant un seuil de bioaccumulation dans les tissus chez des organismes résistants en tant qu'indicateurs de toxicité chez des organismes sensibles
Remarque : Les flèches en traits continus indiquent la progression à partir d'un critère d'effet sensible (pour un effet entraînant une inhibition de 50 % [p. ex., la croissance]) vers la concentration dans le milieu d'exposition, puis vers l'accumulation dans l'organisme résistant. Les nombres indiqués sur les axes sont arbitraires.

Références

Adams, W.J., R. Blust, U. Borgmann, K.V. Brix, D.K. Deforest, A.S. Green, J.S. Meyer, J.C. McGeer, P.R. Paquin, P.S. Rainbow et C.M. Wood. 2010. « Utility of tissue residues for predicting effects of metals on aquatic organisms », *Integrated Environmental Assessment and Management*. Sous presse. PMID : 21046571.

Borgmann U. and Norwood W.P. 1997a. «Toxicity and accumulation of zinc and copper in Hyalella azteca exposed to metal-spiked sediments». Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1046-1054.

Borgmann U. and Norwood W.P. 1997b. «Identification of the toxic agent in metalcontaminated sediments from Manitouwadge Lake, Ontario, using toxicity-accumulation relationships in Hyalella

azteca. » Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1055-1063.

Borgmann, U.; et Norwood, W.P. 1999. «Assessing the Toxicity of Lead in Sediments to Hyalella azteca: The Significance of Bioaccumulation and Dissolved Metal. » Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 56(8): 1494 1503 .

Peter G. C. Campbell; Lisa D. Kraemer; Anik Giguère; Landis Hare; Alice Hontela. 2008. « Subcellular Distribution of Cadmium and Nickel in Chronically Exposed Wild Fish: Inferences Regarding Metal Detoxification Strategies and Implications for Setting Water Quality Guidelines for Dissolved Metals », *Human Ecol. Risk Assess*., 14(2): 290-316.

Lisa D. Kraemer, Peter G.C. Campbell, Landis Hare. 2005. « Dynamics of Cd, Cu and Zn accumulation in organs and sub-cellular fractions in field transplanted juvenile yellow perch (Perca flavescens) », *Environ. Pollut*., 138 : 324-337.

McGeer *et al*. 2010. Chapitre 8 dans N. Bury et R. Handy (éd.), « *Surface Chemistry, Bioavailability and Metal Homeostasis in Aquatic Organisms: An Integrated Approach* », London (Royaume-Uni), Society for Experimental Biology.

Niyogi, S., et C.M. Wood. 2004. « Biotic Ligand Model, a Flexible Tool for Developing Site-Specific Water Quality Guidelines for Metals », *Environ. Sci. Technol.*, 38 : 6177-6192.

Wallace WG, Lee BG, Luoma SN. 2003. Subcellular compartmentalization of Cd and Zn in two bivalves. I. « Significance of metal-sensitive fractions (MSF) and biologically detoxified metal (BDM) », *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 249 : 183-197.

Feiyue Wang, Richard R. Goulet, Peter M. Chapman. 2004. « Testing sediment biological effects with the freshwater amphipod Hyalella azteca: the gap between laboratory and nature», *Chemosphere*, 57: 1713-1724.

Référence supplémentaire

Paul R. Paquin, Joseph W. Gorsuch, Simon Apte, Graeme E. Batley, Karl C. Bowles, Peter G. C. Campbell, Charles G. Delos, Dominic M. Di Toro, Robert L. Dwyer, Fernando Galvez, Robert W. Gensemer, Gregory G. Goss, Christer Hogstrand, Colin R. Janssen, James C. McGeer, Rami B. Naddy, Richard C. Playle, Robert C. Santore, Uwe Schneider, William A. Stubblefield, *et al.* « The biotic ligand model: a historical overview. 2002. *Comp. Biochem. Physiol.*, 133C : 3-35.

Questions/Discussion :

Commentaire : L'analyse des données sera incluse dans le modèle du ligand biotique. Veuillez noter que certaines données doivent être obtenues à partir de sources non traditionnelles.

Commentaire : Les exceptions pour le modèle du ligand biotique comprennent :

- le thiosulfate peut augmenter la disponibilité des métaux;
- les xanthates peuvent former des complexes avec les métaux.

Par conséquent, tout autre ligand pouvant être présent doit être pris en considération.

Quantification des effets cumulatifs des facteurs d'agression multiples : utilisation de l'analyse de redondance

K.M. Somers[1], C.L. Sarrazin-Delay[2] et W. Keller[2]
[1] Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Dorset Environmental Science Centre
[2] Université Laurentienne, Unité conjointe d'écologie d'eau douce

Résumé
La plupart des évaluations des effets cumulatifs sont descriptives plutôt que quantitatives. Il manque des outils statistiques pour départager les effets cumulatifs des facteurs d'agression multiples. L'intérêt récent porté sur les facteurs d'agression multiples a souligné la nécessité d'avoir des outils permettant d'évaluer quantitativement les effets cumulatifs de deux facteurs d'agression ou plus. À l'aide des données fondées sur les évaluations des effets des mines de métaux et des fabriques de pâtes et papiers sur l'environnement, nous utilisons la régression multiple multidimensionnelle, ou l'analyse de redondance, afin de départager les effets cumulatifs de deux facteurs d'agression. La variation de quatre mesures de la communauté benthique est segmentée entre les caractéristiques de l'habitat naturel et les effets distincts des effluents des mines de métaux et des fabriques de pâtes et papiers. Cette approche permet de quantifier les effets individuels et combinés de différents facteurs d'agression pouvant potentiellement avoir des impacts sur la communauté benthique en offrant un outil quantitatif pour l'évaluation des effets cumulatifs et permettant une évaluation objective des impacts distincts des facteurs d'agression multiples.

Introduction
En vertu du Programme fédéral des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) du *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers* et du *Règlement sur les effluents des mines de métaux* en application de la *Loi sur les pêches* du Canada, les fabriques de pâtes et papiers et les mines de métaux sont tenues d'évaluer les répercussions potentielles de leurs rejets sur les populations de poissons et les communautés d'invertébrés benthiques (Dumaresq *et al*., 2002; Walker *et al*., 2002, 2003). Le protocole expérimental le plus couramment utilisé dans les ESEE est le protocole amont-aval ou le protocole contrôle–impact; avec un tel protocole, les sources en amont peuvent représenter un facteur de confusion ayant une incidence sur les conditions du site de référence (Glozier *et al*., 2002; Lowell *et al*., 2002). Ainsi, les zones potentiellement touchées situées en aval de l'effluent sont exposées aux effets cumulatifs de la source en amont et de l'effluent en question. Bien que le concept d'évaluation des effets cumulatifs existe depuis longtemps dans le domaine de l'évaluation des impacts environnementaux (p. ex., Smit et Spaling, 1995, Duinker et Greig, 2006), les évaluations des effets cumulatifs dans les ESEE sont généralement reconnues pour être en grande partie inadéquates.

La plupart des études portant sur les effets cumulatifs de multiples facteurs d'agression utilisent des analyses à une variable pour évaluer une réponse biologique à la fois, par rapport à plusieurs variables explicatives (p. ex., Lowell et Culp, 1999; Culp *et al*., 2000). Les approches à plusieurs variables sont moins utilisées, malgré le fait que la plupart des ensembles de données comprennent un certain nombre de variables pour la réponse biologique (p. ex., Scrimgeour et Chambers, 2000). Une variété d'approches à multiples variables peuvent être utilisées, incluant l'analyse de redondance, aussi appelée la régression multiple multidimensionnelle, pour répartir la variation touchant de multiples variables de réponse entre un certain nombre de variables explicatives différentes.

Dans cette présentation, nous utilisons l'analyse de redondance afin de répartir de façon quantitative la variation de quatre critères aux fins des ESEE sur les invertébrés benthiques (densité totale des invertébrés, richesse taxonomique, indice de régularité de Simpson et indice de Bray-Curtis) dans des composantes associées à ce qui suit : (1) la variation non contrôlée de l'habitat naturel, (2) une source ponctuelle en amont et (3) l'effluent d'une installation située en amont ainsi que les interactions bidirectionnelles et tridirectionnelles.

Méthodes

Les ensembles de données provenant d'ESEE portant sur deux grandes rivières situées sur deux sites distincts du nord de l'Ontario ont été combinés pour créer une situation hypothétique avec une fabrique de pâtes et papiers située en amont d'une mine de métaux. Les deux ensembles de données portaient sur cinq répétitions d'échantillons pour des invertébrés benthiques prélevés avec une petite benne Ponar dans la zone de référence en amont, ainsi que dans la zone fortement exposée, dans la zone peu exposée et dans la zone très peu exposée, tandis que l'évaluation relative à la fabrique de pâtes et papiers comprenait des données additionnelles sur une zone vraiment très peu exposée. Des échantillons d'eau et de sédiments ont aussi été prélevés dans chaque zone. Les conditions de l'habitat étaient caractérisées par la profondeur de l'eau, le pourcentage de sable et le pourcentage d'argile. La source ponctuelle constituée par la fabrique de pâtes et papiers située en amont était caractérisée par la teneur en carbone organique total (COT) dans les sédiments ainsi que par les concentrations d'azote total et de phosphore total dans l'eau. L'effluent en aval de la mine de métaux était plutôt caractérisé par les concentrations de cuivre (Cu), de zinc (Zn) et de molybdène (Mo) dans la rivière. Puisque les exigences relatives à la fabrique de pâtes et papiers ne comprenaient pas les concentrations de métaux, les valeurs pour les cinq zones de la fabrique ont été estimées comme étant la moitié de la concentration déclarée dans la zone de référence en amont pour l'effluent de la mine.

La variation totale des quatre critères des ESEE était initialement quantifiée avec une analyse en composantes principales à l'aide d'une matrice de corrélation. La somme des valeurs propres provenant de cette analyse en composantes principales indiquait la variation totale dans l'ensemble des quatre variables de réponse. Une série de sept analyses de redondance a été utilisée pour analyser l'ensemble des données combinées (les neuf variables explicatives) et pour répartir la variation des quatre critères des ESEE, conformément aux trois facteurs principaux suivants : l'habitat, les nutriants et les métaux, où chaque facteur principal était représenté par trois variables. Les composantes de la variance étaient exprimées en tant que proportion de la variation totale expliquée par chacun des principaux effets ainsi que leurs interactions bidirectionnelles et tridirectionnelles (p. ex., voir Qinghong et Brakenhielm, 1995; Anderson et Gribble, 1998; Okland, 2003). Toutes les analyses numériques ont été réalisées à l'aide du logiciel Excel® (Microsoft Corporation, 2003) avec des diagrammes de double projection (Lipkovich et Smith, 2001).

Résultats

Les trois facteurs ont expliqué 48,4 % de la variation dans les quatre critères des ESEE (figure 1). La variation de l'habitat naturel a représenté 13,2 % de la variation, tandis que les effets séparés de la fabrique de pâtes et papiers et de la mine de métaux ont expliqué 21,5 % et 36,9 % de la variation des mesures des ESEE, respectivement. Étant donné les corrélations entre les neuf variables explicatives, il y avait un chevauchement considérable entre les trois ensembles de variables explicatives. Par conséquent, les effets combinés pour la fabrique de pâtes et papiers et la mine de métaux ont représenté 35,3 % de la variation, quand les effets liés à l'habitat et leurs interactions

étaient éliminés (c.-à-d., 15,9 + 15,0 + 4,4). Individuellement, l'effluent de la mine de métaux n'a représenté que 15,9 % de la variation dans les critères des ESEE, ce qui était beaucoup plus élevé que les 4,4 % associés aux effets uniques de l'effluent de la fabrique de pâtes et papiers; ce résultat semble indiquer que la mine de métaux a eu un effet plus important que la fabrique de pâtes et papiers sur les organismes benthiques. Cependant, les effets communs des effluents de la fabrique de pâtes et papiers et de la mine ont expliqué 15 % de la variation des mesures des ESEE. Étant donné que l'effluent de la fabrique de pâtes et papiers était situé en amont de la mine de métaux, la fabrique de pâtes et papiers a représenté 19,4 % de la variation des mesures des ESEE (c.-à-d., 4,4 + 15,0), tandis que la variation unique (additionnelle) associée à l'effluent de la mine de métaux était de 15,9 %.

Analyse

Deux ensembles de données provenant d'ESEE ont été réunis dans cette analyse pour illustrer la façon de quantifier les effets cumulatifs avec des données « réelles » plutôt qu'avec des données simulées. Ainsi, l'analyse de redondance a servi à répartir la variation entre les quatre variables de réponse des ESEE en fonction de trois influences différentes (p. ex., habitat, effluent de mine et effluent de fabrique de pâtes et papiers). Chaque influence a été caractérisée par trois variables qui étaient associées à chaque facteur de manière à distinguer les impacts séparés. Bien que nous ayons utilisé neuf variables explicatives pour équilibrer le nombre de variables entre les trois facteurs et pour simplifier l'analyse, d'autres variables explicatives seraient normalement utilisées dans les applications en situation réelle (p. ex., Scrimgeour et Chambers, 2000). De plus, des mesures individuelles doivent être prises pour chaque répétition d'échantillon dans chaque zone afin d'obtenir de meilleures estimations des relations sous-jacentes entre le facteur d'agression et la réponse.

Dans le contexte d'une évaluation des effets cumulatifs, la répartition de la variance à l'aide de l'analyse de redondance a indiqué que les effets liés à l'habitat (13,2 %) étaient moins importants que les effets liés à la fabrique de pâtes et papiers (21,5 %), lesquels étaient moins importants que les effets liés à la mine de métaux (36,9 %). Bien que les trois facteurs aient permis d'expliquer 48,4 % de la variation dans les quatre critères des ESEE, les effets combinés de la fabrique de pâtes et papiers et de la mine représentaient 35,3 % de la variation, quand les effets liés à l'habitat et leurs interactions étaient éliminés. Fait intéressant, les effets communs des effluents de la fabrique de pâtes et papiers et de la mine ont permis d'expliquer 15,0 % de la variation des critères des ESEE. Bien que l'effluent de la mine de métaux ait représenté uniquement 15,9 % de la variation des mesures des ESEE, l'effluent de la fabrique de pâtes et papiers en amont a expliqué 19,4 % de la variation des critères des ESEE, ce qui semble indiquer que la mine de métaux située en aval avait un effet moins important que la fabrique de pâtes et papiers sur les organismes benthiques.

Dans cette analyse des effets cumulatifs, nous avons supposé que les deux effluents et les autres effluents qui y étaient associés pouvaient être caractérisés par des variables explicatives qui étaient facilement mesurées sur l'ensemble de la zone de l'étude. De manière à obtenir de meilleurs résultats, certaines des variables explicatives doivent être uniquement associées à chaque effluent de manière à caractériser (et à distinguer) les répercussions uniques de chaque effluent. Dans les études à venir, des variables caractéristiques devront être établies pour d'autres influences anthropiques (p. ex., l'urbanisation). En outre, une meilleure compréhension des courbes pour la relation entre les facteurs d'agression et la réponse (p. ex., Gray, 1989) et de l'influence des facteurs liés à l'habitat sur ces réponses nous aidera à mieux interpréter les résultats de l'évaluation sur les effets cumulatifs.

Étant donné que l'analyse de redondance peut être utilisée pour départager les effets cumulatifs de multiples facteurs d'agression, nous avons maintenant besoin de plusieurs ensembles de données provenant de situations réelles portant sur de multiples effluents avec un protocole expérimental approprié et des sites de contrôle ou de référence adaptés en amont afin de mieux illustrer l'applicabilité et la grande utilité de cette approche pour l'évaluation des effets cumulatifs.

Références

Anderson, M.J., et N.A. Gribble. 1998. « Partitioning variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set », *Austral. J. Ecol.*, 23 : 158-167.

Culp, J.M., K.J. Cash et F.J. Wrona. 2000. « Cumulative effects assessment for the Northern River basins Study », *J. Aquat. Ecosystem Stress Recovery*, 8 : 87-94.

Duinker, P.N., et L.A. Greig. 2006. « The impotence of cumulative effects assessment in Canada: Ailments and ideas for redeployment », *Environ. Manag*., 37 : 153-161.

Dumaresq, C., K. Hedley et R. Michelutti. 2002. « Overview of the metal mining environmental effects monitoring program », *Water Qual. Res. J. Can*., 37 : 213-218.

Glozier, N.E., J.M. Culp, T.B. Reynoldson, R.C. Bailey, R.B. Lowell et L. Trudel. 2002. « Assessing metal mine effects using benthic invertebrates for Canada's environmental effects program », *Water Qual. Res. J. Can*., 37 : 251-278.

Gray, J.S. 1989. « Effects of environmental stress on species rich assemblages », *Biol. J. Linnean Soc*., 37 : 19-32.

Lipkovich, I., et E.P. Smith. 2001. « Biplot and singular value decomposition macros for Excel », *J. Stat. Software*, 7 (5) : 1-13.

Lowell, R.B., et J.M. Culp. 1999. « Cumulative effects of multiple effluent and low dissolved oxygen stressors on mayflies at cold temperatures », *Can. J. Fish. Aquat. Sci. / J. can. sci. halieut. aquat.*, 56 : 1624-1630.

Lowell, R.B., K. Hedley et E. Porter. 2002. « Data interpretation issues for Canada's environmental effects monitoring program », *Water Qual. Res. J. Can*., 37 : 101-117.

Okland, R.H. 2003. « Partitioning the variation in a plot-by-species data matrix that is related to n sets of explanatory variables », *J. Vegetat. Sci*., 14 : 693-700.

Qinghong, L., et S. Brakenhielm. 1995. « A statistical approach to decompose ecological variation », *Water, Air, Soil Pollut.*, 85 : 1587-1592.

Scrimgeour, G.J., et P.A. Chambers. 2000. « Cumulative effects of pulp mill and municipal effluents on epilithic biomass and nutrient limitation in a large northern river ecosystem », *Can. J. Fish. Aquat. Sci. / J. can. sci. halieut. aquat.*, 57 : 1342-1354.

Smit, B., et H. Spaling. 1995. « Methods for cumulative effects assessment », *Environ. Impact Assess. Rev.*, 15 : 81-106.

Walker, S.L., K. Hedley et E. Porter. 2002. « Pulp and paper environmental effects monitoring in Canada: An overview », *Water Qual. Res. J. Can*., 37 : 7-19.

Walker, S.L., S.C. Ribey, L. Trudel et E. Porter. 2003. « Canadian environmental effects monitoring: Experiences with pulp and paper and metal mining regulatory programs », *Environ. Monit. Assess*., 88 : 311-326

A - Tableau de répartitions de variance

Analyse	Ordination	Répartition dans la figure B	Variance	%
PCA	0		4.000	100.00
RDA - all 9	1	a+b+c+d+e+f+g	1.935	48.37
RDA - Habitat	2	a+d+f+g	0.526	13.16
RDA - Nutrients	3	b+e+d+g	0.860	21.50
RDA - Metals	4	c+e+f+g	1.477	36.93
RDA - H & N	5	a+b+d+e+f+g	1.301	32.52
RDA - N & M	6	b+c+d+e+f+g	1.703	42.58
RDA - M & H	7	a+c+d+e+f+g	1.761	44.02
	7-4	a+d	0.284	7.10
	5-3	a+f	0.441	11.02
	6-4	b+d	0.226	5.66
	5-2	b+e	0.775	19.37
	7-2	c+e	1.235	30.87
	6-3	c+f	0.843	21.08
	1-6	a	0.231	5.79
	1-7	b	0.174	4.35
	1-5	c	0.634	15.85
	(7-4)-(1-6)	d	0.052	1.31
	(5-2)-(1-7)	e	0.601	15.02
	(6-3)-(1-5)	f	0.210	5.24
	1-(7-4)-(5-2)-(6-3)	g	0.033	0.82

ACP = Analyse en composantes principales
AR = Analyse de redondance

B - Diagramme de Venn

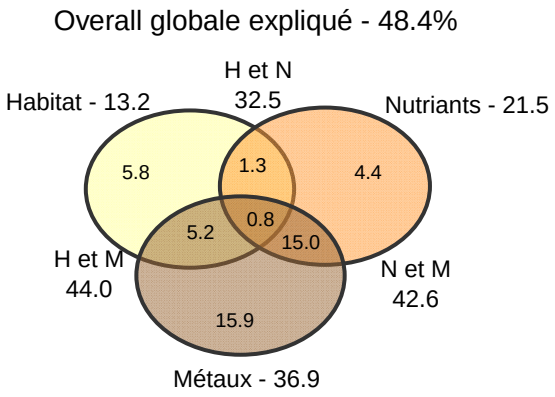


Figure 1 : A – Tableau de répartition de la variance; B – Diagramme de Venn (non à l'échelle) présentant le pourcentage de variance réparti parmi les trois facteurs et leurs interactions bidirectionnelles et tridirectionnelles

Questions/Discussion:

Q. : Cette analyse tient-elle compte de la superficie totale de la zone étudiée? Comment est-ce que cela explique la variance?
R. : L'utilisation de l'analyse de régression multiple doit tenir compte de cette variable. Par exemple, puisque la mine de métaux est située en aval d'une fabrique de pâtes et papiers (dans l'exemple de la présentation), l'influence de la mine de métaux ne s'étend pas en amont.

Q. : Quelles sont les données nécessaires pour mener une telle analyse?
R. : Chaque étude porte sur des sites différents. Cependant, cela crée un nouveau problème, puisque le degré de liberté augmente dans un modèle de régression multiple.

Q. : Comment les variables sont-elles choisies?
R. : Elles sont choisies en examinant les variables supérieures aux limites de détection, ou celles qui sont communes à tous les sites d'échantillonnage.

Q. : Existe-t-il des études tenant compte des effluents d'eaux usées?
R. : Non, nous ne connaissons aucune étude de la sorte. Les sources municipales ponctuelles sont plus pertinentes, mais le nombre de sources ponctuelles analysées doit être limité afin de réduire le

degré de liberté (c.-à-d., pour réduire au minimum l'erreur ou la variabilité due à la possibilité de voir si l'effet était en corrélation avec la source de l'effluent).

Distinguer la qualité actuelle de l'effluent de la contamination historique en utilisant un outil de surveillance en laboratoire axé sur la recherche des causes

L.N. Taylor[1], L. Novak[2], K. Holtze[2], N. Ali[3], R. Scroggins[1]
[1] Section des méthodes biologiques, Environnement Canada
[2] AquaTox Testing & Consulting Inc.
[3] Division des activités de protection de l'environnement – Ontario, Environnement Canada

Introduction

À l'heure actuelle, le Programme d'ESEE d'Environnement Canada exige que la source d'effets confirmés sur le terrain et la cause des effets soient déterminées pendant la phase de « recherche des causes ». Comme de plus en plus d'installations entament la phase de recherche des causes des ESEE, l'accès à de meilleurs outils de recherche devient un besoin prioritaire. À cet égard, l'un des outils potentiels évalué par la Section des méthodes biologiques est une méthode d'essai pour mesurer la toxicité de l'eau et des sédiments faisant appel à l'amphipode d'eau douce *Hyalella azteca*. Cet organisme habitant dans les sédiments est utilisé régulièrement dans les études menées sur le terrain et en laboratoire pour rechercher la source et la cause de la toxicité des sédiments (Shuhaimi-Othman *et al*., 2006; Borgmann *et al*., 2004; Couillard *et al*., 2008; Ingersoll *et al*., 2000; Borgmann et Norwood, 2002; Nowierski *et al*., 2006). Une méthode normalisée pour cet organisme existe déjà à la Section des méthodes biologiques (SPE 1/RM/33 : *Essai de survie et de croissance de l'amphipode dulcicole* Hyalella azteca *dans les sédiments*), laquelle a été publiée à l'origine en 1997 et dont la mise à jour est prévue en 2010. Au cours des deux dernières années, deux mines (avec des facteurs de confusion) ont prélevé volontairement des échantillons de leur effluent et des sédiments en vue de mener des expériences sur *H. azteca* dans l'espoir de mettre au point cet outil pour la recherche des causes. Dans les deux cas, les rapports d'interprétation des ESEE ont indiqué qu'il n'était pas possible de séparer les effets de l'effluent actuel de ceux associés à l'accumulation historique de métaux dans les sédiments. Les résultats de cette recherche seront intégrés ultérieurement à la version révisée de la méthode SPE 1/RM/33, de telle sorte qu'une approche normalisée pour la recherche des causes puisse être mise en œuvre.

Matériel et méthodes

Étude n° 1

La première étude portait sur un petit lac d'amont qui reçoit actuellement des effluents miniers traités, mais qui reçoit également des dépôts de sédiments provenant d'activités industrielles ayant eu lieu au cours des quelque 100 dernières années. Des échantillons de sédiments (environ 5 L de sédiments analysables) ont été prélevés sur le site fortement exposé à l'effluent, à deux endroits situés à environ 8 m l'un de l'autre, à l'aide d'une benne Ponar (à une profondeur d'environ 5 à 10 cm) et à un seul endroit dans le lac de référence. Les échantillons d'eau (deux contenants de 23 L) du site fortement exposé à l'effluent et du site de référence ont été prélevés à environ 1 m au-dessus du fond du lac. De plus, un échantillon de l'effluent de la mine (23 L) a été prélevé et analysé pour déterminer la toxicité sublétale pour *Ceriodaphnia dubia* (Environnement Canada, 2007) à des fins de comparaison avec les données historiques sur la toxicité sublétale et en vue de s'assurer que la qualité actuelle de l'effluent ne représentait pas une variable importante dans la présente étude.

L'analyse des sédiments à l'aide de la méthode SPE 1/RM/33 a été réalisée avec chacun des types de sédiments suivants : 1) sédiments contaminés en aval de l'effluent de la mine (site d'exposition), 2) sédiments prélevés sur le site de référence (référence provenant du terrain), et 3) sédiments de référence du laboratoire (référence de laboratoire). Pour chaque type de sédiments, différents types d'eaux sus-jacentes ont été utilisés. Les différences sur le plan de la dureté de l'eau entre l'eau du site de référence (eau de référence), l'eau du milieu récepteur mélangée à l'effluent et prélevée sur le terrain (eau du lac) et l'eau de dilution/culture de laboratoire (eau de dilution de laboratoire) ont été prises en compte en diminuant la dureté de l'eau de dilution de laboratoire afin qu'elle corresponde à celle de l'eau de référence ou de l'eau du lac. Ainsi, la dureté de l'eau de dilution de laboratoire (initialement de 300 mg/L sous forme de $CaCO_3$) a été abaissée à une dureté d'environ 90 ou 140 mg/L afin d'être comparable à celle de l'eau de référence ou de l'eau du lac, respectivement. Des essais de toxicité portant uniquement sur les eaux ont aussi été réalisés avec chaque type d'eau. Pour chaque essai et sédiments de référence, un échantillon témoin de sédiments propres a été établi à l'aide d'une eau témoin appropriée (c.-à-d., témoin normalisé ou un des témoins ajustés en fonction de la dureté) en tant que source d'eau sus-jacente. Une caractérisation minimale des sédiments a aussi été réalisée sur tous les échantillons (c.-à-d., carbone organique total [COT], taille des particules et teneur en eau).

Étude n° 2

La deuxième étude portait sur deux mines d'or souterraines qui rejettent des effluents traités dans le même lac récepteur. Des échantillons de sédiments (environ 6 L de sédiments analysables) ont été prélevés sur le site fortement exposé à l'effluent et sur le site de référence à l'aide d'une benne Ponar (profondeur d'environ 7 cm). Des échantillons d'eau (deux contenants de 23 L) du site fortement exposé à l'effluent et du site de référence ont été prélevés par le personnel de la mine (à environ 1 m au-dessus du fond du lac). L'analyse des sédiments à l'aide de la méthode SPE 1/RM/33 a été réalisée avec chacun des types de sédiments suivants : 1) sédiments contaminés en aval de l'effluent de la mine (site d'exposition), 2) sédiments prélevés sur le site de référence (référence provenant du terrain), et 3) sédiments de référence du laboratoire (référence de laboratoire). Pour chaque type de sédiments, différents types d'eaux sus-jacentes ont été utilisés. Les différences sur le plan de la dureté de l'eau entre l'eau du site de référence (eau de référence) et l'eau de dilution/culture de laboratoire (eau de dilution de laboratoire) ont été prises en compte en augmentant la dureté de l'eau du site afin qu'elle corresponde à celle de l'eau de laboratoire. Ainsi, la dureté de l'eau de référence (initialement de 30 mg/L sous forme de $CaCO_3$) a été augmentée à une dureté d'environ 300 mg/L afin d'être comparable à celle de l'eau de dilution de laboratoire. Cette mesure a été prise pour réduire au minimum toute agression potentielle sur les organismes soumis à l'essai pouvant avoir été causée par la faible dureté de l'eau de référence. La dureté de l'eau a été ajustée conformément à la méthode d'essai d'Environnement Canada (1990) pour *Daphnia magna*. Des essais portant uniquement sur les eaux ont aussi été réalisés sur chaque type d'eau. Pour chaque essai et sédiments de référence, un échantillon témoin de sédiments propres a été préparé à l'aide d'une eau témoin appropriée (c.-à-d., témoin normalisé ou un des témoins ajustés en fonction de la dureté) en tant que source d'eau sus-jacente. Une caractérisation minimale des sédiments a aussi été réalisée sur tous les échantillons (c.-à-d., COT, taille des particules et teneur en eau). De plus, les métaux totaux ont aussi été mesurés dans tous les échantillons de sédiments, tandis que les métaux totaux et les métaux dissous ont été analysés dans tous les échantillons d'eau.

Essai d'exposition aux sédiments d'une durée de 14 jours à l'aide de l'amphipode Hyalella azteca

Des essais statiques d'une durée de 14 jours portant sur la survie et la croissance de l'amphipode *H. azteca* (organismes âgés de deux à neuf jours) ont été menés en suivant la méthode SPE 1/RM/33 d'Environnement Canada (Environnement Canada, 1997). L'eau sus-jacente était continuellement aérée durant toute la durée des essais. Les essais ont été menés à l'aide de béchers en verre de forme haute de 300 ml contenant 100 ml de sédiments. De l'eau sus-jacente (175 ml) a été ajoutée à chaque récipient d'essai de répétition et de contrôle. Au total, 50 organismes ont été exposés à chaque combinaison sédiments-eau (c.-à-d., 10 organismes pour chacun des cinq récipients d'essai de répétition). Vingt-quatre heures avant l'ajout des organismes, chaque cuve d'essai a été aérée à un taux d'environ deux à trois bulles par seconde. Au début de l'essai, les organismes ont été assignés de façon aléatoire aux béchers d'essai jusqu'à ce que chaque bécher contienne 10 organismes. Un mélange de levure, de Cerophyll^{MC} et de nourriture pour truites (contenant environ 2,7 g/L de matières solides) a été ajouté à raison de 1,5 ml/jour. Les résultats des essais étaient basés sur le pourcentage moyen de survie et sur le poids sec moyen des organismes survivants. Un essai était considéré non valide si la survie pour le traitement de contrôle était inférieure à 80 % ou si le poids sec moyen pour les réplicats des groupes de contrôle était inférieur à 0,1 mg par organisme survivant.

Essais d'une durée de 14 jours sur l'exposition dans l'eau menés à l'aide de l'amphipode Hyalella azteca

Les essais portant sur les eaux étaient fondés sur la méthode SPE 1/RM/33 d'Environnement Canada (Environnement Canada, 1997) et sur la version préliminaire d'une méthode pour l'essai dans les eaux élaborée par Borgmann *et al*. (2005). Cette dernière méthode était conçue uniquement pour évaluer la toxicité liée à l'ammoniac dans le cadre d'un essai statique mené sur une période de 10 jours, avec quatre répétitions pour 20 organismes (âgés de un à 11 jours) et la survie comme seul paramètre d'intérêt; donc, cette méthode a été modifiée pour répondre à nos besoins. En comparaison, le protocole actuel d'essai sur les eaux était basé sur un essai d'exposition statique à renouvellement d'une durée de 14 jours visant à examiner la survie et la croissance des organismes mis à l'essai. L'eau sus-jacente était renouvelée à raison de trois fois par semaine. Les essais ont été menés en absence de sédiments. Cependant, une petite quantité de grillage en Nytex a été ajoutée à chaque récipient afin d'agir comme substrat adapté pour les organismes mis à l'essai. L'eau sus-jacente n'était pas aérée, car on prévoyait que le renouvellement des solutions d'essai maintiendrait les concentrations d'oxygène dissous à un niveau acceptable. Les résultats des essais étaient basés sur le pourcentage moyen de survie et sur le poids sec moyen des organismes survivants.

Résultats et conclusions

Étude n° 1

Les résultats sur la survie et la croissance de l'amphipode *H. azteca* provenant des essais sur les sédiments et sur les eaux seulement ont été comparés et sont présentés dans les figures 1 et 2, respectivement. Aucune différence significative n'a été observée sur le plan de la survie des organismes entre l'essai de référence sur les sédiments en laboratoire et l'essai sur l'eau de dilution de laboratoire (survie de 100 % dans les deux essais). En comparaison, un taux de survie significativement plus bas a été observé dans l'essai sur les sédiments de référence provenant du terrain (75 % de survie) comparativement à l'essai sur l'eau de référence (100 % de survie). De même, un taux de survie significativement plus bas (86 %) a été observé au cours de l'essai d'exposition aux sédiments comparativement à l'essai portant sur l'eau du lac seulement (survie de

100 %). Les essais menés sur les eaux seules ont entraîné une croissance significativement inférieure des organismes comparativement aux essais menés sur les sédiments. Cependant, ces résultats doivent être interprétés avec réserve, car aucun des essais portant sur les eaux seules n'a atteint le critère minimal de croissance (le poids sec moyen était inférieur à 0,1 mg dans tous les échantillons).

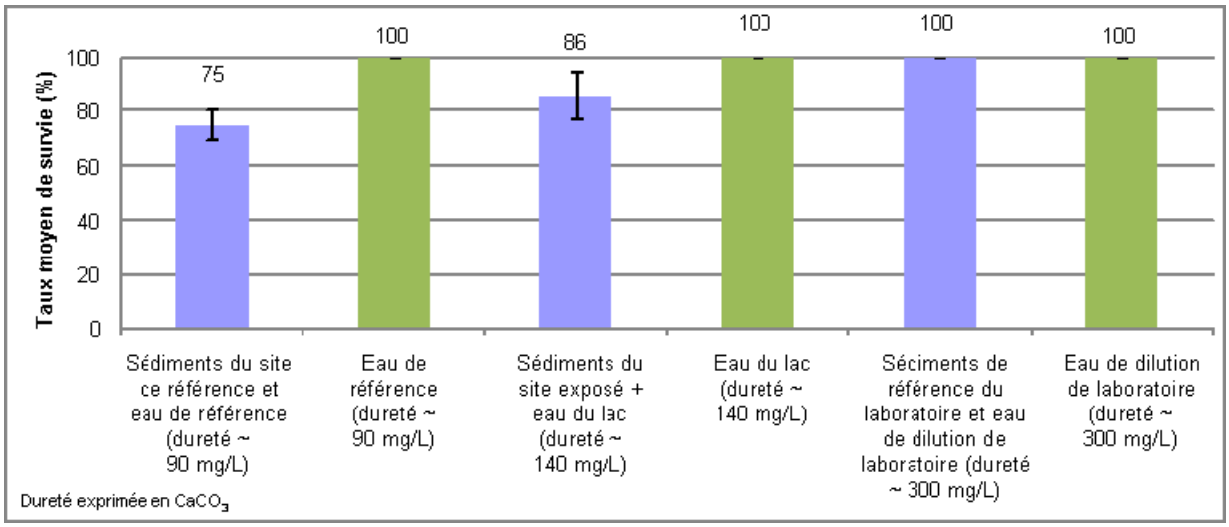


Figure 1 : Données sur la survie de l'amphipode *H. azteca* pour la première étude – exposition aux sédiments et exposition à l'eau seulement

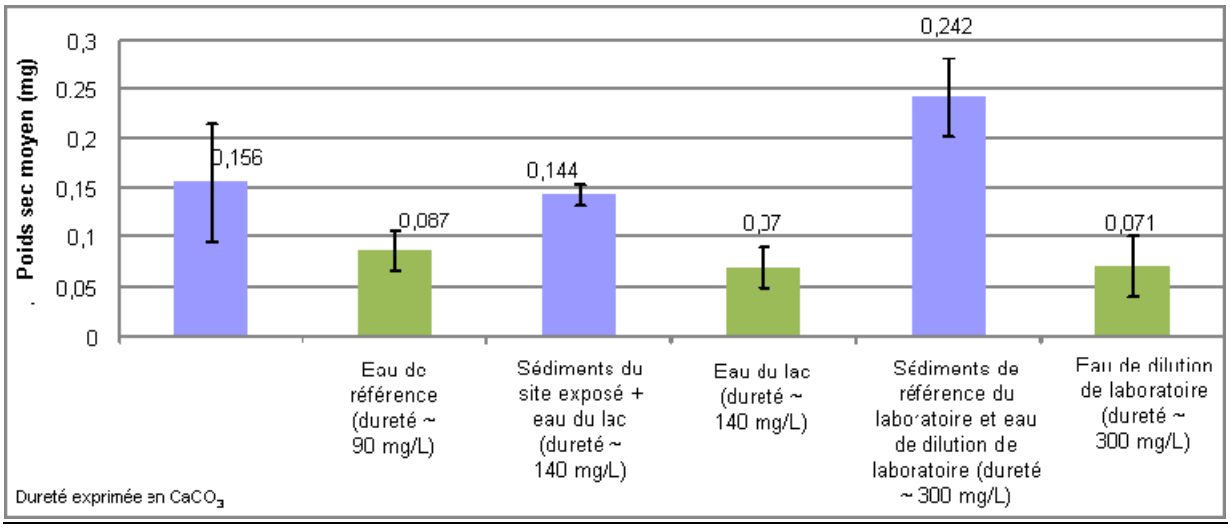


Figure 2 : Données sur la croissance de l'amphipode *H. azteca* pour la première étude – exposition aux sédiments et exposition à l'eau seulement

Les essais initiaux portant sur l'exposition à des sédiments et aux eaux durant la première étude n'étaient pas concluants en raison du degré élevé de variations et de l'incapacité des essais menés sur les eaux d'atteindre les critères de validité de l'essai pour la croissance. Par conséquent, des études plus approfondies ont été entamées en vue d'améliorer les résultats des essais et de réduire la

variabilité du critère de la croissance durant les essais menés sur les eaux. Les résultats de ces études ne sont pas abordés dans le présent article.

Étude n° 2

Les résultats d'études visant à améliorer les résultats (particulièrement sur la croissance des organismes) des essais sur les eaux seules n'ont pas été concluants, et d'autres études ont été requises pour définir les conditions optimales en vue de réaliser de tels essais. Entre-temps, un nouveau plan d'étude de recherche des causes (ne se fiant pas uniquement aux essais menés sur les eaux) a été élaboré et mis en œuvre avec des échantillons provenant d'une deuxième installation minière. Le nouveau plan d'étude comprenait les combinaisons suivantes de sédiments et d'eaux sus-jacentes :

	Eau de dilution de laboratoire	**Eau de référence**	**Eau du lac**
Sédiments du site exposé	√	√	√
Sédiments provenant du site de référence	√	√	√
Sédiments de référence du laboratoire	√	√	√

Le plan d'étude a permis de faire une distinction claire entre les répercussions biologiques associées à la qualité actuelle de l'effluent et les répercussions liées à la contamination historique des sédiments. La combinaison de sédiments du site exposé et de l'eau du lac représente le milieu récepteur le plus réaliste et actuel, car elle permet d'évaluer les effets combinés de la contamination historique des sédiments et de la qualité actuelle de l'effluent lorsqu'il est combiné avec l'eau du milieu récepteur. Les résultats de ces essais peuvent être comparés à la combinaison des sédiments du site de référence et de l'eau du lac ou à la combinaison des sédiments de référence du laboratoire et de l'eau du lac pour déterminer si l'eau du lac en tant que telle peut contribuer à la réduction de la survie ou de la croissance des organismes en l'absence de sédiments contaminés par le passé. La combinaison de sédiments du site de référence et d'eau de référence permet de créer un milieu de contrôle en l'absence de sédiments contaminés. Il importe de noter qu'en utilisant une combinaison de sédiments provenant du site et du laboratoire et d'échantillons d'eau, le plan d'étude tient également compte de l'influence que peut avoir la composition chimique de l'eau propre au site (p. ex., carbone organique dissous [COD] dans le milieu récepteur) sur la toxicité.

Les résultats des essais menés sur les sédiments sont résumés à la figure 3. Un taux de mortalité de 100 % a été observé au cours de tous les essais sur les sédiments du site exposé, pour tous les types d'eau sus-jacente confondus (eau de dilution de laboratoire, eau de référence ou eau du lac). Un taux de survie de 100 % a été observé au cours de tous les essais sur les sédiments du site de référence et

les sédiments de référence du laboratoire, pour tous les types d'eau sus-jacente confondus. Aucune différence significative n'a été observée sur le plan de la croissance des organismes quand de l'eau du lac (poids sec moyen de 0,259 mg) ou de l'eau de dilution de laboratoire (poids sec moyen de 0,287 mg) était ajoutée aux sédiments de référence du laboratoire. Cependant, comparativement à la combinaison de sédiments de référence du laboratoire et d'eau de dilution de laboratoire (poids sec moyen de 0,287 mg), une croissance significativement moindre a été observée quand de l'eau de référence était ajoutée aux sédiments de référence du laboratoire (poids sec moyen de 0,154 mg). Quand de l'eau du site de référence était utilisée comme eau sus-jacente, aucune différence significative n'a été observée sur le plan de la croissance des organismes quand des sédiments du site de référence (poids sec moyen de 0,128 mg) ou des sédiments de référence du laboratoire (poids sec moyen de 0,154 mg) ont été analysés. Cependant, la plus faible croissance globale des organismes a été observée dans ces scénarios d'analyse. Une croissance significativement inférieure a été observée chez les organismes présents dans la combinaison de sédiments du site de référence et d'eau de référence (poids sec moyen de 0,128 mg) comparativement aux organismes présents dans la combinaison de sédiments du site de référence et d'eau de dilution de laboratoire (poids sec moyen de 0,255 mg). Néanmoins, aucune différence significative n'a été observée quand de l'eau de laboratoire était utilisée comme eau sus-jacente dans les essais menés avec des sédiments du site de référence (poids sec moyen de 0,255 mg) ou des sédiments de référence du laboratoire (poids sec moyen de 0,287 mg).

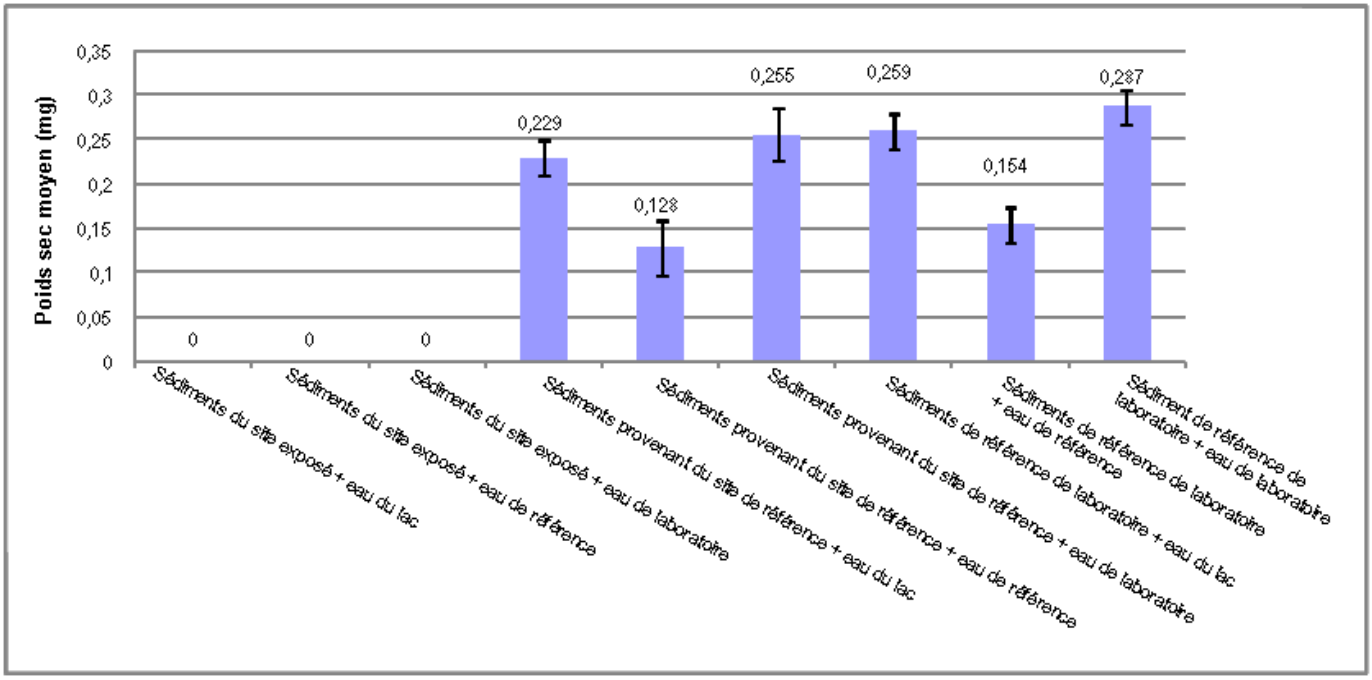


Figure 3 : Données sur la croissance de l'amphipode *H. azteca* pour la deuxième étude – exposition aux sédiments

Bien que les conditions optimales n'aient pas été établies pour les essais sur les eaux seules, les essais ont tout de même été menés avec chacun des échantillons d'eau du lac et d'eau de référence utilisés dans les essais sur les sédiments (les essais comportaient également une eau de dilution de laboratoire). Tous les essais menés sur les eaux ont atteint le critère minimal de validité sur le plan de la survie (survie supérieure ou égale à 80 %). Bien qu'il n'y ait eu aucune différence significative

sur le plan de la survie ou de la croissance des organismes entre les trois types d'échantillons d'eau (eau de dilution de laboratoire, eau de référence et eau du lac), les essais n'ont pas atteint ou ont tout juste atteint le critère minimal relatif à la croissance (poids sec moyen allant de 0,092 à 0,102 mg).

Les résultats des essais menés dans le cadre de l'étude n° 2 ont indiqué qu'il n'y avait aucune différence significative quand de l'eau du lac ou de l'eau de dilution de laboratoire était ajoutée à des sédiments de référence du laboratoire, ce qui semble indiquer que l'eau actuelle du lac n'a pas conféré de toxicité aux organismes *H. azteca*. Cependant, un taux de mortalité de 100 % a été observé au cours de tous les essais sur les sédiments du site exposé, pour tous les types d'eau sus-jacente confondus (eau de dilution de laboratoire, eau de référence ou eau du lac). Ces résultats indiquent nettement que la contamination historique des sédiments a contribué aux répercussions actuelles au sein de la communauté d'invertébrés benthiques. Les essais ont aussi indiqué que l'échantillon d'eau de référence pouvait avoir contribué à la croissance réduite de l'amphipode *H. azteca* parce qu'une croissance significativement inférieure a été observée chez les organismes quand de l'eau de référence était ajoutée aux sédiments du site de référence (comparativement à l'ajout d'eau de dilution de laboratoire à des sédiments du site de référence). Même si l'eau sus-jacente était renouvelée à raison de trois fois par semaine dans les essais sur les sédiments (pour remplacer la perte de contaminants qui peut survenir durant l'essai), il serait bénéfique de perfectionner davantage la méthodologie de l'essai sur les eaux en permettant qu'une autre approche soit utilisée de manière à faire la distinction entre les effets des sédiments contaminés par le passé (contamination historique) et les effets des eaux sus-jacentes de la rivière, situées en aval du point de rejet de la mine, qui reçoivent actuellement l'effluent.

Sommaire et recommandations

Les résultats combinés de l'étude actuelle indiquent que la méthode d'essai d'Environnement Canada portant sur *H. azteca* (SPE 1/RM/33) est un outil rapide, rentable et facilement accessible qui, lorsqu'il est combiné à des relevés sur les communautés benthiques et à des analyses chimiques, peut être utilisé pour distinguer les effets biologiques de la contamination historique des sédiments de la qualité actuelle de l'effluent. Cependant, la variabilité temporelle sur le plan des constituants de l'effluent doit être prise en considération au moment de décider si la qualité actuelle de l'effluent peut avoir une incidence sur la communauté d'invertébrés benthiques. Autrement dit, un échantillonnage isolé est un « portrait figé » dans le temps qui serait jugé insuffisant pour confirmer si la qualité actuelle de l'effluent à elle seule a des effets néfastes sur les populations d'invertébrés benthiques. De plus, Borgmann *et al.* (2004) ont signalé que la combinaison des changements au sein de la communauté benthique, de la toxicité des sédiments, de la composition chimique des sédiments, des charges corporelles chez *H. azteca* et des concentrations dans les eaux sus-jacentes (incluant les concentrations seuils associées à un effet) permettait d'obtenir la meilleure indication des effets et de leurs causes dans les lacs contaminés par les métaux. À cette fin, les études à venir devraient inclure l'analyse des métaux dans les eaux sus-jacentes provenant des essais sur les sédiments afin de déterminer si les concentrations présentes dans l'eau sont associées à une toxicité. L'utilisation des teneurs en métaux de l'organisme *H. azteca* peut aussi aider à établir la source et la cause de la toxicité, en particulier si des réponses plus subtiles sont observées (p. ex., quand les organismes survivent, mais que les sédiments ont une incidence sur la croissance), bien que cela puisse nécessiter l'utilisation de répétitions additionnelles afin d'obtenir une masse tissulaire suffisante pour réaliser les analyses chimiques. Cette étude a aussi fourni de l'information utile en vue d'améliorer les résultats d'essais menés sur les eaux avec *H. azteca*. Cependant, des analyses plus approfondies seraient nécessaires afin de déterminer les conditions optimales pour la réalisation

de tels essais (en particulier dans le cas du paramètre de la croissance). Plusieurs facteurs doivent être pris en compte au moment de décider s'il est nécessaire de poursuivre une méthode d'essai sur les eaux seules, à des fins de recherche des causes. D'un côté, il est possible que l'utilisation de l'amphipode *H. azteca* ne soit pas appropriée dans de telles conditions, puisqu'il s'agit d'organismes habitant dans les sédiments par nature. D'un autre côté, l'élaboration d'une méthode normalisée sur les eaux seules pour l'application dans le cadre des études de recherche des causes présenterait des avantages. Les interactions des sédiments et de l'eau sont extrêmement complexes; un essai portant sur les eaux seules élimine clairement les interférences qu'un échantillon de sédiments peut avoir sur la qualité de l'eau sus-jacente et, en retour, sur la réponse de l'organisme. Le plan d'étude utilisé dans l'étude n° 2 était efficace pour déterminer les répercussions dues à la contamination historique des sédiments plutôt qu'à la qualité actuelle de l'effluent ou de l'eau du milieu récepteur. Cependant, d'autres recherches seraient requises pour déterminer si ce même protocole permettrait de montrer que la réponse opposée existe (c.-à-d., l'effluent actuel ou l'eau du milieu récepteur actuelle est toxique, alors qu'aucune répercussion n'est liée à la contamination historique des sédiments).

Références

Borgmann, U., C.G. Ingersoll, S. Mathyk et P. Lennie-Misgeld. 2005. *Draft Biological Test Method: Test for Survival in 10-day Water–only Exposures using the Freshwater Amphipod,* Hyalella azteca*, with emphasis on detection of toxicity due to ammonia*.

Borgmann, U., M. Nowierski, L.C. Grapentine et D.G. Dixon. 2004. « Assessing the cause of impacts on benthic organisms near Rouyn-Noranda, Quebec », *Environmental Pollution*, 129 : 39-48.

Borgmann, U., et W.P. Norwood. 2002. « Metal bioavailability and toxicity through a sediment core », *Environmental Pollution*, 116 : 159-168.

Couillard, Y., I.C. Grapentine, U. Borgmann, P. Dolye et S. Masson. 2008. « The amphipod *Hyalella azteca* as a biomonitor in field deployment studies for metal mining », *Environmental Pollution*, 156 : 1314-1324.

Environnement Canada. 1990. *Biological Test Method: Acute Lethality Test Using* Daphnia spp. Service de la Protection de l'Environnement, Environment Canada. Ottawa (Ont.), Report EPS 1/RM/11, July 1990. 57pp.

Environnement Canada. 2007. *Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie du cladocère* Ceriodaphnia dubia. Ottawa (Ont.), Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie. 75 pages. Rapport SPE 1/RM/21, 2e édition, février 2007.

Environnement Canada. 1997. *Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance de l'amphipode dulcicole* Hyalella azteca *dans les sédiments*. Ottawa (Ont.), Environnement Canada, Direction générale de l'avancement des technologies environnementales. SPE 1/RM/33. 122 pages

Ingersoll, C.G., C.D. Ivey, E.L. Brunson, D.K. Hardesty et N.E. Kemble. 2000. « Evaluation of toxicity: Whole-sediment versus overlying-water exposures with amphipod *Hyalella azteca »*, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 : 2906-2910.

Nowierski, M., D.G. Dixon et U. Borgmann. 2006. « Lac Dufault sediment core trace metal distribution, bioavailability and toxicity to *Hyalella azteca* », *Environmental Pollution*, 139 : 532-540.

Shuhaimi-Othman, M., D. Pascoe, U. Borgmann et W.P. Norwood. 2006. « Reduced metals concentrations of water, sediment and *Hyalella azteca* from lakes in the vicinity of the Sudbury metal smelters, Ontario, Canada », *Environmental Monitoring and Assessment*, 117 : 27-44.

Utilisation et application de dispositifs permettant la transplantation de communautés benthiques (dispositifs BTD®) dans le cadre des études de suivi des effets sur l'environnement

Dr Gregory P. Thomas
G3 Consulting Ltd.
206-8501 162e Rue, Surrey (Colombie-Britannique) V4N 1B2
604-598-8501
gthomas@g3consulting.com
www.g3consulting.com

Aperçu

Les études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) des mines de métaux suivent une approche par étape qui intensifie le suivi s'il y a présence d'effets et, dans le cas contraire, le diminue. Si des effets sont présents, les mines doivent en déterminer l'ampleur et la portée géographique. Si l'ampleur et la portée géographique sont déterminées et que la cause de l'effet n'est toujours pas connue, la mine doit donc chercher à déterminer la cause de l'effet. Une telle étude utilise une approche par étape et permet d'orienter les études subséquentes.

Détermination des effets

En vertu de la *Loi sur les pêches* du Canada, les ESEE ont pour but de déterminer si les rejets d'effluents actuels ont des effets sur les poissons, leur habitat et sur les ressources halieutiques. Les effets, ainsi que la portée géographique et l'ampleur de ces effets, doivent être établis avant de pouvoir entreprendre une étude de recherche des causes. Les « effets », selon la définition du *Règlement sur les effluents des mines de métaux* et le *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers*, sont une différence statistique relevée dans les données portant sur les indicateurs entre les poissons adultes exposés à un effluent et ceux qui n'y sont pas exposés, ou une différence statistique relevée dans les données portant sur les indicateurs entre les communautés d'invertébrés benthiques exposées à un effluent et celles qui n'y sont pas exposées. Dans ce cas-ci, les seuils critiques d'effets (SCE) représentent une valeur prédéterminée qui pourrait être considérée comme étant un effet d'une ampleur suffisante pour être significatif sur le plan écologique (p. ex., ± 2 ET).

Difficultés

La recherche des causes potentielles d'un effet déterminé n'est pas une tâche facile. Les protocoles d'études types (p. ex., avant-après, contrôle-impact) se fient sur des zones (conditions) de référence adéquates. Dans ces types d'études, la condition écologique ambiante est souvent mal définie et, dans de nombreux cas, le coût pour en réaliser l'évaluation est excessif. Les legs historiques, les facteurs de confusion, la variabilité du système et les conditions/emplacements d'échantillonnage difficiles, compliquent la situation dans les systèmes complexes et dynamiques (p. ex., rivières, lacs, ruisseaux et océan).

Donc, la question à poser est la suivante : un programme peut-il être conçu de manière :

- à réduire l'influence des facteurs de confusion et des facteurs historiques sur les résultats de l'étude?

- à permettre une évaluation appropriée des influences industrielles actuelles (spatialement et temporellement)?

Les organismes benthiques en tant qu'outil

Les invertébrés benthiques sont évalués par les outils normalisés de surveillance dans le cadre des ESEE. Ils sont utilisés en tant qu'indicateurs de l'état de l'habitat des poissons. Les sédiments et les communautés d'invertébrés benthiques (benthos) qui y vivent sont depuis longtemps considérés comme un outil précieux pour évaluer les « effets » environnementaux associés aux rejets industriels. À cette fin, on privilégie les organismes benthiques, car ils sont omniprésents, ils répondent aux perturbations dans une variété d'habitats, ils produisent une gamme de réponses mesurables, ils sont relativement sédentaires, ils vivent longtemps et ils permettent l'évaluation des changements sur le plan temporel et spatial.

Habituellement, dans ces types de programmes, les différences sur le plan des « principaux » indices entre les zones de référence et les zones exposées sont utilisées pour quantifier les effets. Normalement, ces indices comprennent la densité totale (nombre d'organismes/unité de surface), la richesse taxonomique (nombre de taxons), l'indice de régularité de Simpson (régularité de la distribution des taxons) et l'indice de Bray-Curtis (composition de la communauté). Les communautés benthiques ont aussi leurs limites et ne répondent pas toujours bien à tous les types de perturbations, et leur distribution et leur abondance peuvent être touchées par de nombreux facteurs. Ceci étant dit, avec un protocole d'échantillonnage efficace, plusieurs de ces problèmes peuvent être éliminés ou amoindris.

Considérations liées au protocole

Pour réduire les nombreuses limites liées aux études de recherche des causes, des expériences spatiales, chronologiques, plurispécifiques et à long terme portant sur des communautés indigènes peuvent représenter un moyen efficace en vue de réaliser une étude de recherche des causes. La planification d'un protocole efficace, robuste et scientifiquement défendable doit nécessairement tenir compte des considérations pratiques, du coût, du temps requis, des efforts nécessaires, de l'accès, de la sécurité, de la capacité d'interprétation et de la reproductibilité. Pouvons-nous élaborer une nouvelle méthode dans le cadre de laquelle les communautés benthiques peuvent être utilisées pour évaluer ces milieux complexes et dynamiques?

Dispositif pour la transplantation d'organismes benthiques (BTD®)

Une nouvelle approche pouvant servir aux études de recherche des causes, utilisant les communautés d'invertébrés benthiques et les sédiments connexes, emploie une nouvelle méthode d'échantillonnage. Cette méthode, mise au point par le Dr Gregory Thomas de G3 Consulting, est conçue pour réduire les biais liés aux échantillonneurs artificiels qui sont inhérents aux autres types d'échantillonneurs d'organismes benthiques. Cette méthode découle des méthodes par gradient spatial utilisées dans le cadre de nombreuses ESEE dans les secteurs des mines et des pâtes et papiers menées sur des rivières, des ruisseaux, des réservoirs et des milieux marins complexes. L'approche mise sur l'utilisation et la relocalisation (transplantation) de populations indigènes d'organismes benthiques et du substrat ou de l'habitat connexe, et elle a permis d'établir avec succès des tendances comparatives pour les communautés benthiques et la qualité du substrat sur les plans spatial et temporel. Le dispositif pour la transplantation d'organismes benthiques (BTD®) permet l'identification d'espèces benthiques particulières en vue de représenter fidèlement les conditions écologiques ambiantes et les indicateurs des effets particuliers des rejets industriels par l'exposition

directe d'organismes benthiques indigènes au rejet actuel, et ce, tout en distinguant ces effets des facteurs anthropiques et des facteurs de confusion historiques. Dans le cadre de cette méthode, on prélève des sédiments et les organismes benthiques qui y sont associés, et on les transplante dans une autre zone directement exposée à l'effluent. Les échantillonneurs BTD® sont laissés en place pendant une période prolongée prédéterminée, puis ils sont récupérés (après plusieurs mois d'exposition), et les propriétés de la communauté benthique et des sédiments sont alors évaluées. La taille des échantillons utilisés est comparable à celle des échantillons des précédents programmes, car la méthode de prélèvement emploie les mêmes dispositifs (Ponar ou SmithMac, etc.). La taille des échantillons peut être variable en fonction des exigences et de l'emplacement du programme. Cette approche est adaptable, et elle s'est avérée aussi efficace dans les milieux marins que dulcicoles (rivières, lacs et réservoirs).

Les dispositifs BTD® sont remplis de sédiments naturels (et des organismes benthiques qui y vivent) à partir d'échantillons répétés prélevés au hasard. La comparabilité (homogénéité et similarité) des sédiments sources et des communautés benthiques est évaluée entre les échantillons répétés (*a priori*). Les sédiments de la source sont analysés pour déterminer la qualité des sédiments et la structure de la communauté benthique au temps zéro ($t = 0$). Les échantillons destinés à la transplantation sont prélevés au moyen du dispositif d'échantillonnage (BTD®), puis ils sont relocalisés sur les sites d'exposition. Au cours de certaines études menées avec ce dispositif, les échantillonneurs ont été placés à des distances de plus en plus grandes par rapport aux sources de rejet, que ce soit de façon linéaire ou radiale, et les observations liées à la proximité avec la source ont été faites au fil du temps. De même, le fait de rapporter certains des dispositifs pour la transplantation d'organismes benthiques dans les zones de référence permet aussi de faire une comparaison entre les zones de référence et les zones d'exposition (selon les besoins et le protocole du programme). Durant le déploiement des dispositifs BTD®, le couvercle de ceux-ci demeure fermé, puis il s'ouvre une fois le dispositif rendu au fond (pour permettre l'exposition du substrat et de la communauté benthique aux eaux sus-jacentes). Au moment de récupérer le dispositif, le couvercle se referme lui-même sous la tension afin de protéger l'échantillon. Les échantillons sont par la suite traités selon le processus normal des autres programmes sur les organismes benthiques (tamisage, sédiments, taxonomie, etc.).

Résultats pertinents à la recherche des causes dans le cadre des ESEE

Une caractéristique clé de cette approche est la capacité de faire ressortir de petites différences entre les sites (différences biophysiques, chimiques ou sur le plan des organismes benthiques). Des espèces indicatrices clés ont fourni d'importants indices sur l'état du milieu récepteur, et, globalement, les résultats ont permis de faire plusieurs découvertes, notamment sur ce qui suit : les changements liés à la distance mesurée par rapport à la zone d'exposition; l'abondance, la diversité et les espèces de la communauté benthique; la qualité des sédiments (mesures chimiques et physiques, apparence); les changements touchant la biomasse; la présence et la composition bactériennes; ainsi que les malformations et la symétrie liées aux organismes benthiques. Ces observations, qu'il était souvent impossible de faire dans les précédentes approches, sont maintenant possibles à l'aide de la méthode misant sur les dispositifs de transplantation d'organismes benthiques. Certains résultats provenant de programmes d'essais utilisant ce dispositif ont permis d'établir de bonnes corrélations, tandis que d'autres n'ont pas été autant en mesure de le faire (en fonction de l'étude et des paramètres); cependant, certaines espèces particulières ont été ciblées comme étant des espèces indicatrices des changements, ce qui est le résultat direct de la méthode du dispositif BTD® qui a été élaborée et utilisée. Sans cette approche, la variabilité liée au système et

les facteurs actuels et historiques avaient tendance à masquer certains effets particuliers et importants (positifs et négatifs). Les dispositifs BTD® ont permis de définir les conditions écologiques locales et de distinguer les effets localisés et actuels associés à l'effluent, et ce, par l'utilisation de statistiques et d'analyses reposant sur le poids de la preuve en vue d'établir une corrélation entre les données sur l'effluent, les sédiments et les invertébrés benthiques.

Dispositifs BTD® (avantages et inconvénients)

Les dispositifs pour la transplantation d'organismes benthiques (BTD®) peuvent représenter une méthode efficace pour séparer les effets historiques et liés à l'effluent actuel des autres sources de confusion et de variabilité d'origine naturelle et anthropique. Il s'agit d'une méthode différente à envisager pour la recherche des causes et de solutions requise dans le cadre des ESEE des fabriques de pâtes et papiers et de la recherche des causes des ESEE des mines de métaux. Ce dispositif peut s'adapter à une variété de conditions et d'emplacements, et il est particulièrement bien adapté aux milieux complexes. Le dispositif BTD® permet d'obtenir des échantillons répétés ayant des caractéristiques semblables sur le plan des sédiments et des organismes benthiques, qui peuvent être placés stratégiquement sur des sites fortement exposés, moyennement exposés et peu exposés à l'effluent (ainsi que dans des zones de contrôle ou de référence). Le dispositif BTD® sert d'outil intégré pouvant être utilisé pour mettre à l'essai et corroborer différents scénarios d'analyse (p. ex., lien entre la situation sur le terrain et en laboratoire, entre la situation sur le terrain et en mésocosme, etc.). Cette méthode est économique, réutilisable et reproductible, et elle permet d'éviter les biais sur le plan des estimations quant à l'abondance et à la diversité liés aux substrats artificiels. Le délai requis pour la colonisation est beaucoup plus court que dans le cas des substrats artificiels, et compte tenu de sa conception et qu'il peut être transporté, ce dispositif peut être utilisé pour entreprendre des études de toute taille (puissance) ou de toute durée (logistique, cycles de vie).

La dynamique de la colonisation et la capacité des organismes mobiles à pénétrer dans les dispositifs BTD® se limitent à la colonne d'eau. Dans de nombreux programmes, un tel aspect est souhaitable, tandis que cela peut être perçu comme un désavantage dans le cadre de certains scénarios. Puisqu'il s'agit d'une méthode nouvelle en cours de développement et qu'elle est appliquée à une variété de scénarios, de conditions et de plans d'étude, elle est encore à l'étape d'apprentissage; de plus, cette méthode pourrait tirer profit d'autres essais portant sur de nouveaux scénarios ainsi que de travaux intégrés.

Sommaire

Les dispositifs BTD® représentent une nouvelle approche prometteuse pour la recherche des causes et de solutions dans les ESEE des fabriques de pâtes et papiers et pour la recherche des causes dans le secteur des mines de métaux. Cette approche permet d'évaluer les changements subtils, mais importants, liés au milieu qui sont précisément associés aux points de rejet sur le plan spatial et temporel. Cette méthode est économique et permet de distinguer les effets historiques, les facteurs de confusion et la variabilité naturelle des effets des rejets actuels. Les avantages (et les limites) de l'utilisation de paramètres au niveau individuel (p. ex., paramètres sur l'adaptation) pour contribuer aux évaluations sur le plan de la structure de la communauté (p. ex., biomasse, abondance des espèces et richesse taxonomique) sont actuellement étudiés avec cette méthode, tandis qu'on étudie également l'utilisation de cette méthode dans le cadre d'études combinant des expositions en laboratoire et sur le terrain afin de déterminer si des corrélations/validations peuvent être établies.

Questions/Discussion :

Commentaire : Cette méthodologie est semblable aux expériences ayant recours à des cages, mais elle permet d'analyser les effets touchant les communautés plutôt que les effets touchant les individus. Cette méthodologie est également semblable aux mésocosmes.

Q. : Quelle est la taille du dispositif? Peut-il être utilisé dans les ruisseaux?
R. : Le dispositif peut être de différentes tailles. Le problème est habituellement une question de poids; il est important de s'assurer que le dispositif reste en place à l'endroit où l'échantillonnage est censé avoir lieu.

Est-ce que la récupération biologique devrait justifier une étude de recherche des causes en présence d'impacts reliés aux pratiques du passé et dans le contexte de la fermeture imminente de la mine?

P. LePage[1], C. Russel[1], P. Stecko[1] et R. Prairie[2]
[1]Minnow Environmental Inc. [2]Xstrata Zinc

La mine Brunswick n° 12, exploitée par Xstrata Zinc, est une mine de zinc et de plomb établie dans le nord du Nouveau-Brunswick. La mine est en activité depuis 1964 et, d'après les estimations des réserves de minerai actuelles, les activités d'exploitation minière et de préparation du minerai devraient se prolonger jusqu'en 2011. Le minerai de la mine Brunswick provient de gisements sulfurés massifs. Les déchets d'usine sont donc portés à produire de l'acide ayant des concentrations élevées de sulfosel. Malgré le fait que les effluents de la mine respectent habituellement les limites fixées dans le REMM, le rejet de ces effluents dans les eaux réceptrices a entraîné par le passé une détérioration de la qualité de l'eau, qui est caractérisée par une dépression du pH et des concentrations élevées saisonnières de métaux (en raison de l'oxydation causée par le sulfosel en aval), ce qui a eu des répercussions néfastes sur les communautés d'invertébrés benthiques et de poissons. Pour régler le problème, la mine Brunswick a commandé la construction d'une usine de traitement des effluents en 1993 et a amélioré ce système en 2004 afin d'inclure le traitement saisonnier du sulfosel. Étant donné que les impacts graves sur la communauté biologique à l'intérieur du milieu récepteur semblaient se rattacher aux pratiques passées de la mine, un autre programme d'études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) a été mis en œuvre en 2005 et en 2008-2009 dans le but précis de documenter la récupération biologique du système avec le temps. Les deux cycles des ESEE ont révélé des améliorations claires et graduelles dans les communautés d'invertébrés benthiques et de poissons du milieu récepteur des effluents, en particulier par rapport aux données historiques. Malgré ces améliorations, d'importantes différences dans les critères biologiques des ESEE entre les zones exposées aux effluents et les zones de référence ont été observées durant les deux cycles des ESEE. Étant donné que les conditions biologiques continuent de s'améliorer, que des facteurs de confusion historiques persistent et que la mine devrait fermer, cet exposé se concentre sur les objectifs possibles des ESEE propres au site et sur la façon dont une étude de recherche des causes pourrait s'intégrer au scénario.

Questions/Discussion :

Q. : Que se passe-t-il si le prix du marché des marchandises change (augmente)? Est-ce que cela entraînerait le report de la fermeture de la mine?
R. : Oui, cela serait un facteur dans le cadre de la prise de décision.

Q. : Est-ce que des études ont déjà été menées sur des espèces de saumon?
R. : Le Saumon atlantique est en grande partie décimé, et on ne s'attend pas à ce que cette situation change.

Q. : Pouvez-vous fournir de plus amples explications à propos des sources non ponctuelles de zinc?
R. : Les autres sources possibles de zinc comprennent les zones tampons, lesquelles peuvent avoir une incidence sur le pH de l'eau souterraine. Une telle situation peut être liée à la mine. En termes de sources historiques, les boues agitées par l'eau en mouvement ou par des castors construisant un barrage pourraient aussi libérer du zinc.

Q. : Dans cette étude, quelles sont les caractéristiques des Ombles de fontaine utilisés dans les essais sur le mercure?
R. : Les Ombles de fontaine utilisés étaient des individus résidants âgés d'environ trois ans.

Commentaire : Le fait qu'il y ait une récupération dans les études sur les poissons et les organismes benthiques montre que le protocole d'ESEE est efficace.

DISCUSSION POUR CERNER LES DÉFIS ET ÉTABLIR LES BESOINS EN RECHERCHE

Les exposés ont fourni des renseignements de base solides sur les causes potentielles des effets et de l'information sur les nouveaux outils et les nouvelles approches pouvant être appliqués à la recherche des causes dans le secteur des mines de métaux. De nombreux exemples détaillés d'études actuelles sur la recherche des causes et d'études de cas ont été présentés. Une période de questions et réponses a eu lieu après chaque présentation (détails insérés après chaque résumé), tandis qu'une discussion a eu lieu après la première séance (détails insérés après les résumés de la Séance 1). Après la dernière présentation de la quatrième séance, une discussion a eu lieu afin d'établir les lacunes et les besoins en matière de recherche. L'atelier s'est conclu par une récapitulation et une description des étapes à venir.

Qu'est-ce que l'atelier a permis d'accomplir?

Les exposés ont fourni des renseignements de base utiles et des mini-cours de formation sur les causes potentielles des effets. De nouveaux outils et de nouvelles approches ayant le potentiel d'être appliqués aux études de recherche des causes dans le secteur des mines de métaux ont aussi été présentés, de même que des exemples détaillés d'études de recherche des causes actuellement en cours, et ce, au moyen d'études de cas. L'information provenant du compte rendu sera utilisée pour mettre à jour les lignes directrices pour la recherche des causes dans le secteur des mines de métaux. L'atelier a aussi permis aux participants de partager des exemples d'outils et d'approches s'étant avérés efficaces; les participants ont aussi eu l'occasion de décrire les outils et les approches ayant du potentiel, mais devant être améliorés.

Défis et besoins en matière de recherche

Après les exposés, les participants de l'atelier ont été invités à soumettre par écrit et de façon anonyme leurs préoccupations, leurs questions ou leurs problèmes entourant la recherche des causes. Une fois ces éléments soumis par les participants, les coprésidents ont résumé ces sujets de préoccupation dans le cadre d'un exposé, et ils les ont passés en revue durant la récapitulation de l'atelier. Cette discussion est résumée ci-dessous.

Les difficultés administratives et techniques dans le cadre des études de recherche des causes d'ESEE des mines de métaux ont fait l'objet d'une discussion dans le contexte des leçons apprises ainsi que des outils et approches pouvant être appliqués (c.-à-d., ce qui fonctionne et ce qui ne fonctionne pas). L'objectif de cet atelier était de discuter des politiques, des processus et des aspects scientifiques liés à la recherche des causes (incluant les études environnementales, les causes potentielles d'effets, les perspectives régionales et les études de cas, ainsi que les outils et les approches utilisés pour la recherche des causes). Les difficultés ayant fait l'objet de discussions ont été légèrement réorganisées, et ce, afin de mettre l'accent sur les difficultés précisément reliées à la phase de recherche des causes du Programme d'ESEE du secteur des mines de métaux.

Difficultés reliées à la recherche des causes

1. Les représentants de l'industrie ont répété leurs préoccupations relatives au calendrier réglementaire de 24 mois pour la recherche des causes et les études sur l'ampleur et la portée géographique, et ils ont recommandé de modifier la période de rapport afin qu'elle passe de 24 à 36 mois.
    - Étant donné la complexité des études de recherche des causes, le cycle de deux ans ne laisse pas assez de temps pour le plan d'étude, l'examen du Programme d'ESEE, la réalisation de l'étude, la préparation du rapport d'interprétation, de même que pour l'analyse et la réflexion nécessaires ainsi que pour la réception d'une réponse en temps opportun de la part d'Environnement Canada. D'autres difficultés et justifications complémentaires ont aussi fait l'objet de discussions. L'industrie s'efforcerait de fournir à Environnement Canada des exemples additionnels en vue d'illustrer les difficultés et les préoccupations présentées.

2. La pertinence des exigences de recherche des causes dans le contexte d'une évaluation environnementale ou d'un énoncé des incidences environnementales approuvé par le gouvernement a fait l'objet d'une discussion. Si une évaluation environnementale ou un énoncé des incidences environnementales est réalisé, pourquoi une recherche des causes est-elle nécessaire?
    - La recherche des causes s'est révélée utile, même si une évaluation environnementale ou un énoncé des incidences environnementales a déjà été réalisé (par exemple, les avantages pour l'industrie de l'uranium ont été abordés).
    - Dans le contexte d'une ESEE, la recherche des causes est nécessaire pour comprendre si les effets sont liés à l'effluent d'une mine de métaux ou à d'autres raisons, ainsi que pour comprendre les éléments importants pour un site donné.

3. La sensibilité des critères pour le déclenchement d'une étude de recherche des causes (indice de Bray-Curtis et critères liés aux poissons) a été abordée dans le contexte du cadre réglementaire.
    - On a proposé que les seuils critiques d'effets soient utilisés afin d'évaluer le niveau d'effort à déployer pour la recherche des causes.

4. Une étude sur la portée géographique et l'ampleur doit-elle être réalisée avant une étude de recherche des causes?
    - Il a été souligné que la portée géographique et l'ampleur devront ultérieurement être déterminées (voir le troisième point ci-dessous).
    - Certaines mines possèdent déjà de telles données provenant de précédentes études, donc il serait redondant de chercher à nouveau à obtenir de telles données.
    - Si un effet a été confirmé, mais qu'il est évalué comme étant sous le seuil critique d'effet (SCE), la mine ne devrait pas observer un effet plus important à un endroit plus éloigné, ni à un endroit situé en amont. Le Programme d'ESEE peut donc considérer que les « résultats de l'étude de suivi biologique précédente indiquent l'ampleur et la portée géographique de l'effet » et que la mine peut passer directement à la recherche des causes.

5. Quel est le degré de précision requis afin d'obtenir assez d'information pour passer au suivi et à la surveillance? En d'autres mots, à quel moment considère-t-on que la recherche des causes a obtenu un résultat assez satisfaisant pour pouvoir passer à l'étape suivante?
    - À ce jour, l'expérience acquise est limitée; cependant, à l'avenir, l'expérience nous permettra d'acquérir plus de connaissances et d'obtenir une réponse plus concrète à cette question.

    [Note de la rédaction : Cela sera déterminé en fonction de chaque site.]

6. Quelles sont les difficultés liées à la recherche des causes dans le contexte d'effluents multiples et/ou complexes? Comment surmontons-nous ces difficultés?
    - Il a été déterminé que les effluents complexes/multiples représentaient une difficulté. Keith Somers a proposé une approche à plusieurs variables afin de traiter les cas de données multiples.

7. Les effets historiques doivent-ils être pris en compte dans une ESEE standard ou dans une étude de recherche des causes?
    - Dans de nombreuses études, on croit que des effets historiques sont présents. Une étude standard doit être privilégiée, mais une étude de recherche des causes est recevable, s'il y a lieu.

8. La disponibilité d'outils et d'approches complexes ne devrait pas empêcher l'utilisation de plans d'étude simples de recherche des causes.
    - Tant et aussi longtemps que les exigences réglementaires sont respectées, les méthodes n'ont pas besoin d'être complexes. Il convient de maintenir une approche simple.

9. Quelle est la pertinence d'entreprendre une étude de recherche des causes quand les causes sont connues et les solutions mises en œuvre?
    - Pour les mines de métaux, cette question n'a pas été abordée.
    - Il a été noté que la recherche des causes et la recherche de solutions sont combinées dans le *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers*.
    - À partir de cette question, une discussion a eu lieu sur les dispositions relatives à la recherche de solutions et à la période de suivi sur six ans qui sont actuellement présentes dans le *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers*.

    [Note de la rédaction : En application du paragraphe 22(1) de l'annexe 5 du REMM, si les causes sont connues et ont été précisées dans un rapport d'interprétation, une période de suivi de trois ans peut être autorisée.]

10. Un examen approfondi des précédents plans d'étude doit être réalisé avant d'entreprendre une étude de recherche des causes.
    - Si les études précédentes (études standard) avaient des problèmes de conception, il est possible qu'elles ne contiennent aucune confirmation adéquate des effets (et donc la nécessité de procéder à une recherche des causes n'est pas encore établie). Dans une telle situation, il a été suggéré de réévaluer les plans d'étude et de mener des études standard additionnelles avant de passer à la phase de recherche des causes.

11. Problèmes propres au site
    - Il doit y avoir une certaine souplesse afin de s'adapter aux problèmes propres au site.
    - Des exemples tangibles de problèmes et de solutions sont nécessaires.
        i. Plusieurs exemples ont été signalés par des agents régionaux au cours des présentations d'études de cas.
        ii. Il faut consulter les coordonnateurs régionaux des ESEE au moment de préparer le plan d'étude de recherche des causes.

Difficultés liées au programme et ne portant pas précisément sur la recherche des causes

Au cours de l'atelier, d'autres difficultés, préoccupations et commentaires ont été soulevés sur plusieurs sujets qui n'étaient pas particulièrement liés aux aspects politiques, aux processus et aux considérations scientifiques entourant les études de recherche des causes, et ces éléments soulevés sont présentés ci-dessous.

1. Constance du Programme d'ESEE entre les régions
2. L'harmonisation entre les organismes a été encouragée.
3. La simplification de l'évaluation environnementale et des ESEE a été encouragée.
4. Effets historiques et variabilité naturelle en tant que facteurs de confusion
5. Variabilité (dans les critères et entre les sites)
6. Prise de décision relative au plan d'étude en présence de conditions ou de circonstances variables
7. Pertinence du dosage du mercure chez les poissons
8. Différences statistiques par rapport aux seuils critiques d'effets
9. Importance écologique des différences statistiques
10. Valeur des études proactives précédant l'ESEE
11. Conséquences d'un plan d'étude mal conçu
12. Coopération/collaboration entre les mines; briser l'isolement (entre les mines).
13. Désaffectation, faible effluent, absence de rejet : la nécessité (ou non) de continuer les ESEE, notamment la recherche des causes, selon la réglementation.

Mise à jour sur l'examen du programme

En décembre 2005, Environnement Canada a entrepris un examen et mis sur pied l'Équipe d'examen des ESEE des mines de métaux, laquelle était constituée d'un groupe d'experts provenant du gouvernement, de l'industrie ainsi que de groupes environnementaux et autochtones. L'Équipe d'examen a produit un rapport final qui donne un aperçu de l'examen du programme et des recommandations connexes qui seront passées en revue par Environnement Canada (*Rapport de l'Équipe d'examen de l'Étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux,* août 2007). Ce rapport peut être consulté à l'adresse suivante : http://www.ec.gc.ca/esee-eem/Default.asp?lang=Fr&n=7EBEA95C-1. Durant l'atelier, Charles Dumaresq a fait le point sur les travaux de l'Équipe d'examen. Une brève discussion a suivi cette mise à jour, et les éléments suivants ont été soulevés :

1. Certaines recommandations peuvent être traitées en partie dans les modifications proposées pour le REMM.
2. Davantage de discussions et d'interactions avec le comité scientifique ont été exigées.
3. Un examen attentif du fonctionnement du comité consultatif technique dans chaque administration a été exigé.
4. Relativement aux effets significatifs sur le plan écologique :
    a. Que signifie la notion de « différent sur le plan écologique »?
    b. Il a été noté que la notion de valeur significative sur le plan écologique, en relation avec les SCE, était documentée par Munkittrick. [Munkittrick, K.R., C.J. Arens, R.B. Lowell et G.P. Kaminski. 2009. « A review of potential methods of determining critical effect size for designing environmental monitoring programs », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (7) : 1361–1371.]
5. Quels sont les objectifs élargis (indicateurs de rendement) des ESEE?
6. Il a été mentionné qu'une séance multidisciplinaire serait utile.
7. L'importance de la communication avec l'Équipe d'examen et au sein de celle-ci a aussi été mentionnée.

ÉTAPES À VENIR

- Le Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement utilisera ce compte rendu pour rédiger le chapitre sur la recherche des causes (mettant l'accent sur les méthodes) du *Guide technique d'études de suivi des effets sur l'environnement pour les mines de métaux*.
- Les préoccupations et les questions soulevées durant l'atelier feront l'objet de discussions ultérieures.

ANNEXES

Annexe 1 : Ordre du jour

Atelier sur la recherche des causes du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux

Les 8 et 9 décembre 2009

Holiday Inn Plaza la Chaudière, Gatineau (Qc) (salle Nation BC)

Ordre du jour

Objectifs de l'atelier

1. Communiquer des renseignements généraux et fournir une occasion de discuter des aspects liés aux politiques, aux processus et à la science de la recherche des causes (y compris les études environnementales, les causes potentielles des effets, la perspective des régions et les études de cas, ainsi que les outils et les approches utilisés pour la recherche des causes).
2. Les informations présentées serviront à élaborer un compte rendu détaillé de l'atelier et un document d'orientation sur la tenue d'études de recherche des causes pour les ESEE des mines de métaux.

Ordre du jour – Jour 1 – 8 décembre 2009

7 h 30 Inscription

Séance 1 : Introduction, mise en contexte et survol des études environnementales		**Présidents : Robert Prairie (Xstrata Zinc Canada) et Rick Lowell (EC)**
8 h - 8 h 05	Mot de bienvenue	Josée Lanctôt (EC)
8 h 05 - 8 h 15	Présentation de l'atelier et objectifs	Robert Prairie (Xstrata Zinc Canada) et Rick Lowell (EC)
8 h 15 - 8 h 35	Évaluation nationale des effets des effluents des mines de métaux sur le poisson et les invertébrés au cours des deux premières phases du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement	Rick Lowell (EC)
8 h 35 - 8 h 55	Le point sur un projet national de recherche des causes ayant trait à la réduction de la taille des gonades chez le poisson	Mark Hewitt (EC)
8 h 55 - 9 h 10	Aperçu du document d'orientation actuel sur la recherche des causes dans le cadre du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux	Bonna Ring (EC)
9 h 10 - 9 h 25	Examen des exigences réglementaires et de la politique concernant la phase de recherche des causes du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux	Sherry Walker (EC)
9 h 25 - 9 h 35	Compte rendu des modifications proposées aux dispositions du *Règlement sur les effluents des mines de métaux* relatives aux ESEE	Charles Dumaresq (EC)
9 h 35 - 10 h	Discussion	Tous
10 h - 10 h 20	**Pause-santé**	
Séance 2 : Causes potentielles des effets		
10 h 20 - 10 h 45	Écotoxicologie des métaux traces dans le milieu aquatique	Peter Campbell (Institut national de la recherche scientifique – Centre Eau Terre Environnement)
10 h 45 - 11 h 10	Étude sur la toxicité du sélénium à l'aide des ESEE	Vince Palace (Pêches et Océans Canada)

11 h 10 - 11 h 35	Spéciation et devenir des cyanures dans les résidus de mines d'or : étude de cas	Gérald J. Zagury (École Polytechnique)
11 h 35 - 12 h	Les réactifs miniers et les sous-produits (par exemple les sulfosels) comme substances toxiques potentielles dans les effluents miniers	Bernard Vigneault (RNCan)
12 h - 13 h 30	**Dîner**	
Séance 3 : Survol des régions et études de cas		**Présidents : Kent England (Cameco) et Jim McGeer (Université Wilfrid Laurier)**
13 h 30 - 13 h 45	Études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux de la région de l'Atlantique	Sue Ellen Maher (EC)
13 h 45 - 14 h	Études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux de la région du Québec	Raymond Chabot (EC)
14 h - 14 h 15	Études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux de la région de l'Ontario	Wes Plant (EC)
14 h 15 - 14 h 30	Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux dans la région des Prairies et du Nord	Paula Siwik (EC)
14 h 30 - 14 h 45	Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux dans la région du Pacifique et du Yukon	Mike Hagen (EC)
14 h 45 - 15 h 05	**Pause-santé**	
15 h 05 - 15 h 35	Étude de recherche des causes à la mine d'uranium de McArthur River	Pierre Stecko (Minnow Environmental)
15 h 35 - 16 h 05	Étude de recherche des causes des effets sur les invertébrés benthiques au complexe métallurgique Kidd	Shari Weech (Minnow Environmental)
16 h 05 - 16 h 35	Mine Con : Étude de recherche des causes sur le foie des poissons – Les avantages et les inconvénients de la conception d'une nouvelle étude de recherche des causes	Rainie Sharpe (Golder Associates)
16 h 35 - 16 h 45	Récapitulation	Robert Prairie/Rick Lowell

Ordre du jour – Jour 2 – 9 décembre 2009

8 h 30 - 8 h 45	**Mot de bienvenue et résumé de la journée précédente**	**Présidents : Robert Prairie (Xstrata Zinc Canada) et Rick Lowell (Environnement Canada)**
Séance 4 : Outils et approches utilisés pour réaliser les études de recherche des causes		**Présidents : Jean-François Doyon (Mines Agnico-Eagle Cadillac) et Mark McMaster (Environnement Canada)**
8 h 45 - 9 h	Mise au point sur l'utilisation de poissons en captivité dans les ESEE	Vince Palace (Pêches et Océans Canada)
9 h - 9 h 25	Mesures de toxicité *in situ* et bioaccumulation de contaminants chez des amphipodes en cage exposés à de l'eau et à des sédiments	Lee Grapentine (EC)
9 h 25 - 9 h 50	Protocoles d'expérience utilisant des mésocosmes pour étudier les causes des effets des effluents de mines de métaux	Monique Dubé (Université de la Saskatchewan)
9 h 50 - 10 h 10	**Pause-santé**	
10 h 10 - 10 h 35	Les évaluations de données sur la réduction de la toxicité comme outil pour la recherche des causes – études de cas sur les mines	Lesley Novak (AquaTox Testing and Consulting)
10 h 35 - 11 h	Essais biologiques sur le cycle de vie du Méné à grosse tête pour évaluer les effets des effluents complexes	Joanne Parrott (EC)
11 h - 11 h 25	Utilisation de modèles de bioaccumulation pour prédire la toxicité des métaux dissous	Jim McGeer (Université Wilfrid Laurier)
11 h 25 - 11 h 50	Utilisation de l'analyse de redondance pour la quantification des effets cumulatifs des facteurs d'agression multiples	Keith Somers (ministère de l'Environnement de l'Ontario)
11 h 50 - 13 h 20	**Dîner**	
13 h 20 - 13 h 45	Distinguer la qualité actuelle de l'effluent de la contamination historique en utilisant un outil de surveillance en laboratoire axé sur la recherche des causes	Lisa Taylor (EC)
13 h 45 -	Utilisation et application de	Greg Thomas (G3 Consulting)

14 h 10	transplantations de sédiments et de communautés benthiques dans le cadre des études de suivi des effets sur l'environnement	
14 h 10 - 14 h 35	Est-ce que la récupération biologique devrait justifier une étude de recherche des causes en présence d'impacts reliés aux pratiques du passé et dans le contexte de la fermeture imminente de la mine?	Paul LePage (Minnow Environmental)
14 h 35 - 15 h	**Pause-santé**	
15 h - 16 h 20	Discussion pour cerner les défis et établir les besoins en recherche	Tous
Séance 5 : Récapitulation et étapes à venir		**Présidents : Robert Prairie et Rick Lowell**
16 h 20 - 16 h 30	Conclusion	

Annexe 2 : Liste des participants

Nom	Organisme
Allen, Erik	Environnement Canada, ESEE, région des Prairies et du Nord
Audet, Debbie	Environnement Canada, ESEE, région de l'Ontario
Baron, Chris	Pêches et Océans Canada, Impacts des mines
Belles-Isles, Jean-Claude	Association minière du Québec
Berthelot, Debbie	Rio Algom, BHP Billiton PLC
Billau, Pascal	Environnement Canada, Division des mines et du traitement
Boss, Shelly	Environnement Canada, ESEE, région des Prairies et du Nord
Bugslag, Colleen	Tantalum Mining Corporation of Canada LTD
Campbell, Peter	INRS-ETE
Chabot, Raymond	Environnement Canada, ESEE, région du Québec
Coumans, Catherine	Mines Alertes Canada
Cull, Andrea	Affaires indiennes et du Nord Canada, Gestion des déchets
Dart, Jeremy	Williams Mine
Davies, Martin	Hatfield Consultants, Vancouver Ouest
Dowsley, Barb	Commission canadienne de sûreté nucléaire
Doyon, Jean-François	Mines Agnico-Eagle Cadillac (Québec)
Dubé, Monique	Université de la Saskatchewan
Dumaresq, Charles	Environnement Canada, Division des mines et du traitement
Duncan, Bill	Teck Metals Ltd.
England, Kent	Cameco
Farara,Dennis	EcoMetrix
Fedat, Leah	Xstrata
Flood, Kenneth	Environnement Canada, région de l'Ontario
Fraser, Brian	EcoMetrix
Gagnon, Mario	IAMGOLD – Mine Doyon
Gardiner, Elizabeth	Association minière du Canada
Grapentine, Lee	Environnement Canada, Division de la recherche sur les conséquences pour les écosystèmes aquatiques
Hagen, Mike	Environnement Canada, ESEE, région du Pacifique et du Yukon
Hamilton, Dave	Golder Associates Ltd.
Hart, Ramsey	Mines Alertes Canada
Henson, Elisabeth	HydroQual Laboratories Ltd.
Hewitt, Mark	Environnement Canada, Évaluation de l'état des écosystèmes
Hopky, Glen	Pêches et Océans Canada
Huebert, David	Tetres Consultant Inc.
Hunt, Carolyn	Vale Inco
Irving, Elaine	Golder Associates Ltd.

Nom	Organisme
Ji, Kevin (Changhai)	Commission canadienne de sûreté nucléaire
Johns, Mike	Stantec Consulting Inc.
Johnson, Korin	Claude Resources Inc.
Kilgour, Bruce	Kilgour & Associates
Kuczynski, Eva	Environnement Canada, ESEE, région des Prairies et du Nord
Laflamme, Donald	Rio Tinto, Fer et Titane
Lapierre, Guillaume	AECOM – Tecsult
Lanctôt, Joseé	Environment Canada
Leduc, Julie	Environnement Canada, ESEE, région du Québec
Legault, Erin	North American Palladium
LePage, Paul	Minnow Environmental Inc.
Lowell, Rick	Environnement Canada, Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement
Machlans, Hilary	Golder Associates Ltd.
Maher, Sue Ellen	Environnement Canada, ESEE, région de l'Atlantique
Martin, Carl	GENIVAR
Marwood, Christopher	ChemRisk
Matteau, Isabelle	Environnement Canada, ESEE, région du Québec
McDonald, Dave	Birchtree, Mb (Vale Inco)
McGeer, Jim	Université Wilfrid Laurier
McKee, Malcolm	Commission canadienne de sûreté nucléaire
McMaster, Mark	Environnement Canada, Évaluation de l'état des écosystèmes
Merla, Allison	Vale Inco Limited Copper Cliff (Ont.)
Munkittrick, Kelly	Université du Nouveau-Brunswick
Ng, Tania	Université McMaster
Nilsen, Joel	Hudson Bay Mining and Smelting Co., Limited
Novak, Lesley	Aquatox
Ollila, Harri	Lake Shore Gold
Orr, Patti	Minnow Environmental Inc.
Palace, Vince	Pêches et Océans Canada, Division des sciences environnementales
Parkman, Judy	Recycling Organization Against Rubbish
Parks, Derek	AECOM
Parrott, Joanne	Environnement Canada, Effets des substances d'intérêt prioritaire
Penn, Alan	Grand Conseil des Cris
Petkovich, David	Access Consulting (consultant en ESEE pour Minto Mine)
Plant, Wes	Environnement Canada, ESEE, région de l'Ontario
Portt, Cam	C. Portt and Associates
Poon, Donna	Environment Canada
Pouliot, Sandra	Mine Agnico-Eagle, division Laronde

Nom	Organisme
Prairie, Robert	Xstrata Zinc
Ramilo, Lisa	Université de la Saskatchewan, Saskatchewan Research Council
Rees, Cassandra	CanNorth
Ring, Bonna	Environnement Canada, Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement
Robertson, Erin	Cameco
Rosaasen, Arden	AREVA Resources Canada Inc.
Russell, Cynthia	Minnow Environmental Inc.
Ryan, Mike	Wardrop, Winnipeg
Scroggins, Rick	Environnement Canada, Méthodes biologiques
Serben, Kerrie	Golder, Saskatoon
Sferrazza, John	AMEC Earth & Environmental Ltd.
Sharpe, Rainie	Golder Associates Ltd.
Sherry, Jim	Environnement Canada, Évaluation de l'état des écosystèmes
Siwik, Paula	Environnement Canada, ESEE, région des Prairies et du Nord
Somers, Keith	Ministère de l'Environnement de l'Ontario
Sonneberg, Helga	Stantec
Stark, Sheri	Cameco
Stecko, Pierre	Minnow Environmental Inc.
Stephenson, Malcolm	Stantec
Taylor, Lisa	Environnement Canada, Unité d'élaboration et d'application des méthodes
Thomas, Greg	G3 Consulting
Tremblay, Thierry	IAMGOLD
Vanriel, Peter	Canada North Environmental Services
Vigneault, Bernard	Ressources naturelles Canada (Programme de géoscience de l'environnement)
Walker, Sherry	Environnement Canada, Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement
Weech, Shari	Minnow Environmental Inc.
Zagoury, Gérard	École Polytechnique de Montréal

Annexe 3 : Liste des abréviations

Ag	argent
AO (0,2)	échantillon de résidus vieillis, site fermé (A), 0,2 m de profondeur
AO (1)	échantillon de résidus vieillis, site fermé (A), 1 m de profondeur
AQUAMIN	Évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique au Canada
As	arsenic
BACI	avant-après–contrôle-impact
BF (0,2)	résidus de trois mois, site opérationnel (B), 0,2 m de profondeur
BF (1)	résidus de trois mois, site opérationnel (B), 1 m de profondeur
BO (0,2)	résidus de neuf ans, site opérationnel (B), 0,2 m de profondeur
BO (1)	résidus de neuf ans, site opérationnel (B), 1 m de profondeur
C.-B.	Colombie-Britannique
CANMET	Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie
$CaSO_4$	sulfate de calcium
Cd	cadmium
CE_{50}	concentration effective 50 %
CEC	capacité d'échange cationique
CI_{25}	concentration inhibitrice 25 %
CL_{50}	concentration létale 50 %
CN^-	cyanure
CN_{DAF}	cyanure dissociable par des acides faibles
CNO^-	cyanate
CN_{SAD}	complexes métal-cyanure forts
CN_T	cyanures totaux
Co	cobalt
COD	carbone organique dissous
COT	carbone organique total
Cr	chrome
Cu	cuivre
EC	Environnement Canada
ÉN	évaluation nationale
ESEE	études de suivi des effets sur l'environnement
ET	écart-type
$Fe(CN)_6^{3-}$	anion de ferricyanure
$Fe(CN)_6^{4-}$	ion de ferricyanure
h	heure
HCN	cyanure d'hydrogène
Hg	mercure
INRS-ETE	Institut national de la recherche scientifique – Centre Eau Terre Environnement
K	coefficient de condition
KAX	amylxanthate de potassium
LMSM	Laboratoires des mines et des sciences minérales
Mn	manganèse
MNML	Miramar Northern Mining Ltd.

Mo	molybdène
MSE/SVMA	rapport entre les métaux simultanément extractibles et les sulfures volatils en milieu acide
NAMC	North America Metals Council
NaOH	hydroxyde de sodium
NAX	isopropylxanthate de sodium
Ni	nickel
NICNAS	National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (Australie)
Pb	plomb
REFPP	*Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers*
RELMM	*Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux*
REMM	*Règlement sur les effluents des mines de métaux*
RNCan	Ressources naturelles Canada
SCE	seuil critique d'effet
SCN^-	thiocyanate
Se	sélénium
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
$S_2O_3^{2-}$	thiosulfate
$S_4O_6^{2-}$	tétrathionate
SPE 1/RM/33	Rapport de la Série de la protection de l'environnement
SS	statistiquement significatif
Tl	thallium
U	uranium
U.S. EPA	Environmental Protection Agency des États-Unis
Zn	zinc

www.**ec**.**gc**.**ca**

Pour des renseignements supplémentaires :

Environnement Canada
Informathèque
10, rue Wellington, 23e étage
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800
Télécopieur : 819-994-1412
ATS : 819-994-0736
Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca