



**Deuxième évaluation nationale des données
des études de suivi des effets sur l'environnement
des mines de métaux visées par le
*Règlement sur les effluents des mines de métaux***

Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement
Division de la foresterie, de l'agriculture et de l'aquaculture
Environnement Canada

Février 2012

ISBN : 978-1-100-99131-3
N° de cat. : En14-64/2012F-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 noncommerciales, 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 <mailto:droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca>.

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

Remerciements

Nous tenons à remercier Lisa Taylor pour l'importante contribution qu'elle a apportée au rapport. Nous remercions également les membres de l'équipe nationale et du comité scientifique des études de suivi des effets sur l'environnement qui nous ont fait profiter de leurs observations et de leurs connaissances scientifiques au cours de l'élaboration du rapport.

Résumé

En application de la *Loi sur les pêches*, le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) de 2002 oblige les propriétaires ou les exploitants de mines de métaux à réaliser des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) pour évaluer les effets potentiellement causés par les effluents de leurs mines.

Précisément, les ESEE comprennent :

- une étude des populations de poissons visant à évaluer l'état de santé des poissons,
- une étude des communautés d'invertébrés benthiques (de fond) visant à évaluer les effets sur l'habitat des poissons,
- un dosage du mercure dans les tissus des poissons visant à évaluer les effets sur le potentiel d'utilisation des ressources halieutiques, lorsque les conditions précisées dans le REMM sont réunies.

Les mines de métaux recueillent également des données à l'appui issues d'essais de toxicité sublétales, d'études de suivi de la qualité de l'eau et des sédiments et de la caractérisation des effluents. Les résultats des ESEE servent à évaluer l'efficacité du REMM, y compris les effets des effluents des mines de métaux sur l'environnement. Les informations issues des études de suivi des effets sur l'environnement servent de fondement pour les techniques, méthodes et programmes qui sont et seront appliqués dans le secteur minier pour prévenir et contrôler la pollution de l'eau.

La période visée par les rapports sur les résultats de suivi à présenter en application du REMM est divisée en « phases », chaque mine devant réaliser une étude de suivi tous les deux à six ans selon les conditions prévues par le REMM. Les études de suivi s'enchaînent d'une phase à l'autre, selon une démarche par étapes. Après les premières études sur le terrain, on procède soit à des études ciblées visant à déterminer la portée, l'ampleur et la cause des effets, là où des effets ont été détectés et confirmés, soit à une réduction du suivi, là où aucun effet n'a été observé.

Le Programme d'ESEE des mines de métaux a maintenant achevé deux périodes d'évaluation nationale. Ce rapport présente et analyse les principaux résultats de suivi en fonction des données recueillies par les mines de métaux au Canada. Selon maintenant deux évaluations nationales, plusieurs pistes d'analyse montrent que les effets du rejet des effluents des mines de métaux sont généralement inhibiteurs plutôt que stimulateurs. C'est-à-dire que l'exposition aux effluents a été plus souvent associée à des réductions qu'à des augmentations des indicateurs (critères d'effets), comme le taux de croissance des poissons, qui sont utilisés pour évaluer les effets.

Dans au moins une des périodes d'évaluation nationale, les poissons recueillis dans les zones exposées aux effluents (zones exposées) présentaient une baisse

significative¹ du coefficient de condition, de la taille relative du foie et du taux de croissance. Ils présentaient également une certaine diminution de la taille des gonades (organes reproducteurs) et une structure par âge significativement vieillie. Autrement dit, les poissons prélevés dans les zones exposées aux effluents, en moyenne, étaient plus vieux et plus maigres et avaient un foie plus petit, leur croissance était plus lente, et la taille de leurs gonades était souvent réduite. Ces réponses généralement inhibitrices peuvent être le fait d'effets inhibiteurs directs des effluents sur les poissons ou du manque de ressources alimentaires résultant de l'altération de l'habitat et des effets inhibiteurs sur les proies, comme les invertébrés benthiques.

Les données relatives aux invertébrés benthiques prélevés dans les zones exposées au cours des deux périodes d'évaluation nationale ont montré une réduction significative de la richesse taxonomique. En d'autres termes, on a trouvé une moindre variété d'invertébrés benthiques dans les zones exposées. L'indice de Bray-Curtis, qui mesure la dissimilarité dans la structure des communautés, a révélé des groupements différents d'invertébrés benthiques dans les zones exposées par rapport aux zones de référence. Comparativement à la première période d'évaluation, on a observé une augmentation de la densité (nombre d'individus par unité de surface) moyenne à l'échelle nationale au cours de la deuxième période, ce qui évoque la possibilité que les effluents de certaines mines de métaux aient un effet stimulant sur les invertébrés benthiques.

La diminution du taux de croissance des poissons prélevés dans les zones exposées était souvent associée aux mines de métaux qui rejettent leurs effluents dans les habitats lacustres et fluviaux, ainsi qu'aux mines de métaux communs et de minerai de fer. La réduction de la taille des gonades des poissons recueillis dans les zones exposées était surtout associée aux mines qui rejettent leurs effluents directement dans les habitats fluviaux, ainsi qu'aux mines de métaux précieux et de métaux communs. La présence de poissons plus vieux dans les zones exposées était associée aux mines qui rejettent leurs effluents dans les habitats lacustres et fluviaux, ainsi qu'aux mines de métaux précieux et d'uranium. L'augmentation de la densité des invertébrés benthiques s'est produite pour tous les types d'habitats et de minerais, à l'exception des habitats situés dans les zones d'érosion des rivières.

La confrontation des données sur les communautés d'invertébrés benthiques et des données sur le débit des effluents n'a pas montré, de façon générale, que les changements du débit des effluents influaient sur les modifications de l'ampleur et du profil des effets en ce qui concerne la densité et la richesse taxonomique, même s'il semble y avoir des exceptions à certaines mines.

¹ Dans ce contexte, « significatif » renvoie à une différence statistiquement significative à l'échelle nationale lorsque les résultats du suivi dans les zones exposées aux effluents sont comparés aux résultats obtenus dans les zones de référence, non exposées.

À ce jour, les données existantes ne permettent donc pas de conclure que les effluents des mines de métaux sont, dans l'ensemble, liés à de fortes concentrations de mercure dans les tissus des poissons.

Pour compléter les études de base sur le terrain, on procède à des essais de toxicité sublétales de l'effluent au point de rejet final de la mine. Ces essais vérifient la qualité de l'effluent par la mesure des critères de survie, de croissance et/ou de reproduction de certains organismes dans l'environnement contrôlé d'un laboratoire. Les essais ont montré une qualité d'effluent assez semblable pour les deux périodes d'évaluation nationale, mais des essais futurs pourront s'avérer utiles pour déterminer si la qualité des effluents s'améliore.

Malgré la quantité considérable de données et le grand nombre de mines dont le rapport fait état, il ne s'agit du fruit que de deux périodes de suivi, et certaines variations d'une phase à l'autre peuvent s'expliquer en partie par d'autres facteurs que l'exposition aux effluents. D'autres cycles de collecte et d'analyse de données permettront de mieux comprendre dans quelle mesure les profils de réponse sont constants ou variables dans le temps. Fait intéressant à noter, certaines mines entreprennent la phase de recherche des causes, qui devrait permettre d'établir plus précisément la nature des effets des effluents des mines de métaux dans les eaux réceptrices au Canada.

Table des matières

| | |
|---|-----------|
| Remerciements | i |
| Résumé..... | ii |
| 1.0 Introduction | 1 |
| 1.1 <i>Règlement sur les effluents des mines de métaux et suivi des effets sur l'environnement.....</i> | <i>1</i> |
| 1.2 <i>Objectifs du rapport.....</i> | <i>4</i> |
| 2.0 Aperçu des études réalisées au cours des phases 1 et 2 | 4 |
| 3.0 Méthodes générales | 8 |
| 3.1 <i>Préparation et analyse des données.....</i> | <i>8</i> |
| 3.2 <i>Procédures utilisées pour déterminer les profils de réponse nationaux.....</i> | <i>9</i> |
| 4.0 Étude des poissons | 11 |
| 4.1 <i>Traitement des données et méthodologie.....</i> | <i>11</i> |
| 4.2 <i>Résumé de la taille des effets mesurés</i> | <i>15</i> |
| 4.3 <i>Profils de réponse – Moyennes nationales</i> | <i>19</i> |
| 4.4 <i>Profils de réponse – Autres méta-analyses</i> | <i>21</i> |
| 5.0 Potentiel d'utilisation des ressources halieutiques : dosage du mercure dans les tissus des poissons | 28 |
| 6.0 Étude des communautés d'invertébrés benthiques | 30 |
| 6.1 <i>Traitement des données et méthodologie.....</i> | <i>31</i> |
| 6.2 <i>Résumé de la taille des effets mesurés</i> | <i>32</i> |
| 6.3 <i>Profils de réponse – Moyennes nationales</i> | <i>36</i> |
| 6.4 <i>Profils de réponse – Autres méta-analyses</i> | <i>38</i> |
| 6.5 <i>Influence du débit des effluents</i> | <i>40</i> |
| 7.0 Essais de toxicité sublétale | 44 |
| 7.1 <i>Introduction</i> | <i>44</i> |

| | | |
|-----------------|---|-----------|
| 7.2 | <i>Aperçu des données de toxicité sublétales présentées aux phases 1 et 2...</i> | 45 |
| 7.3 | <i>Suivi des changements dans la qualité des effluents entre les phases</i> | 45 |
| 7.4 | <i>Sensibilité des essais de toxicité sublétales</i> | 48 |
| 8.0 | Résumé et conclusions..... | 50 |
| 9.0 | Glossaire | 55 |
| 10.0 | Bibliographie | 58 |
| Annexe A | | 63 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1. Seuils critiques d'effets pour le Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux | 3 |
| Tableau 2. Nombre d'études réalisées dans la première et la deuxième évaluation nationale des mines de métaux | 6 |
| Tableau 3. Liste et fréquence d'utilisation des espèces sentinelles dans les études sur les poissons par échantillonnage destructeur..... | 13 |
| Tableau 4. Fréquence des études sur les communautés d'invertébrés benthiques..... | 31 |
| Tableau 5. Sommaire des résultats des ESEE concernant les poissons et les invertébrés benthiques des eaux recevant les effluents des mines de métaux | 51 |

Liste des figures

| | | |
|--------------------|--|----|
| Figure 1. | Exemple de représentation graphique des résultats d'une méta-analyse | 11 |
| Figure 2a. | Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre la condition des poissons des zones exposées et celle des poissons des zones de référence | 15 |
| Figure 2b. | Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre le poids relatif du foie des poissons des zones exposées et celui du foie des poissons des zones de référence..... | 16 |
| Figure 2c. | Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre le poids relatif des gonades des poissons des zones exposées et celui des gonades des poissons des zones de référence..... | 16 |
| Figure 2d. | Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre le poids selon l'âge des poissons des zones exposées et celui des poissons des zones de référence | 17 |
| Figure 2e. | Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre l'âge des poissons des zones exposées et celui des poissons des zones de référence..... | 17 |
| Figure 3. | Nombre de comparaisons de poissons des zones exposées et des zones de référence révélant des différences non significatives, des différences significatives dans les moyennes (différences inférieures, égales ou supérieures au seuil critique d'effet) ou des interactions significatives au cours de la première et de la deuxième période d'évaluation nationale | 19 |
| Figure 4. | Moyenne nationale des effets des mines de métaux sur les poissons | 20 |
| Figure 5. | Poids selon l'âge des poissons par type d'habitat | 23 |
| Figure 6. | Poids relatif des gonades des poissons par type d'habitat | 24 |
| Figure 7. | Âge des poissons par type d'habitat | 25 |
| Figure 8. | Poids selon l'âge des poissons par type de minerai | 26 |
| Figure 9. | Poids relatif des gonades des poissons par type de minerai | 27 |
| Figure 10. | Âge des poissons par type de minerai | 28 |
| Figure 11. | Sommaire national des dosages du mercure dans les tissus de poissons | 30 |
| Figure 12a. | Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre la densité des communautés d'invertébrés benthiques dans les zones exposées et leur densité dans les zones de référence..... | 32 |
| Figure 12b. | Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre la richesse taxonomique des communautés d'invertébrés benthiques dans les zones exposées et leur richesse taxonomique dans les zones de référence | 33 |
| Figure 12c. | Distribution des différences mesurées (en pourcentage) de l'indice de Bray-Curtis appliqué aux communautés d'invertébrés benthiques dans les zones exposées et dans les zones de référence . | 33 |

| | | |
|--------------------|--|----|
| Figure 12d. | Distribution des différences mesurées (en pourcentage) de l'indice de régularité appliqué aux communautés d'invertébrés benthiques dans les zones exposées et dans les zones de référence | 34 |
| Figure 13. | Nombre de mines métaux présentant des différences significatives et non significatives au cours de la première et de la deuxième (phases 1 et 2) période d'évaluation nationale pour les critères relatifs aux communautés d'invertébrés benthiques | 36 |
| Figure 14. | Moyenne nationale des effets des mines de métaux sur les invertébrés benthiques..... | 37 |
| Figure 15. | Densité des invertébrés benthiques par type d'habitat | 39 |
| Figure 16. | Densité des invertébrés benthiques par type de minerai | 40 |
| Figure 17. | Changements dans la densité par rapport au débit des effluents, des études de phase 1 effectuées au cours de la première période d'évaluation nationale aux études de phase 2 effectuées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale | 42 |
| Figure 18. | Changements dans la richesse taxonomique par rapport au débit des effluents, des études de phase 1 effectuées au cours de la première période d'évaluation nationale aux études de phase 2 effectuées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale | 43 |
| Figure 19. | Comparaison de la toxicité sublétales des effluents des mines de métaux pour un invertébré (<i>C. dubia</i>) et deux poissons (méné à grosse tête et truite arc-en-ciel) d'eau douce..... | 46 |
| Figure 20. | Comparaison de la toxicité sublétales des effluents des mines de métaux pour une plante (<i>L. minor</i>) et une algue (<i>P. subcapitata</i>) d'eau douce | 47 |
| Figure 21. | Pourcentages d'essais de toxicité sublétales indiquant des CI ₂₅ supérieures à 100 % de l'effluent non dilué | 49 |
| Figure A1. | Mines de métaux visées par le <i>Règlement sur les effluents des mines de métaux</i> en 2006..... | 63 |

1.0 Introduction

1.1 Règlement sur les effluents des mines de métaux et suivi des effets sur l'environnement

Le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) a été pris en 2002 en application de la *Loi sur les pêches*. Le REMM prescrit des limites de rejet pour l'arsenic, le cuivre, le cyanure, le plomb, le nickel, le zinc, le total des solides en suspension, le radium 226 et le pH, et proscrit le rejet d'effluents qui présentent une létalité aiguë pour la truite arc-en-ciel. Ces limites au point de rejet constituent des normes nationales fondées sur la technologie destinées à protéger les poissons, l'habitat des poissons et l'utilisation des ressources halieutiques. Une carte montrant l'emplacement des mines de métaux visées par le REMM se trouve à l'annexe A (figure A1).

Le REMM oblige les propriétaires ou les exploitants de toutes les mines de métaux canadiennes visées par le REMM à réaliser des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) pour évaluer les effets des effluents des mines sur les poissons, l'habitat des poissons et l'utilisation des ressources halieutiques. Les informations ainsi recueillies aident à déterminer les éventuels effets de ces effluents sur les écosystèmes aquatiques et à établir l'efficacité du REMM à protéger le milieu aquatique. Le REMM exige la réalisation des études de suivi biologique suivantes dans le milieu aquatique récepteur :

- une étude des populations de poissons visant à évaluer l'état de santé des poissons;
- une étude des communautés d'invertébrés benthiques visant à évaluer les effets sur l'habitat des poissons;
- un dosage du mercure dans les tissus des poissons visant à évaluer les effets sur le potentiel d'utilisation des ressources halieutiques.

Pour évaluer l'état des populations de poissons et des communautés d'invertébrés benthiques, on se sert d'indicateurs (critères d'effets) prévus par le REMM. Les résultats obtenus aident à préciser les futurs besoins en matière de suivi et à mieux comprendre les types de profils d'effets des rejets d'effluents des mines de métaux.

Dans le contexte du REMM, un « effet » est défini comme étant une différence statistiquement significative pour au moins un des critères d'effets choisis à l'issue des comparaisons entre les échantillons biologiques prélevés dans une zone exposée aux rejets d'une mine (zone exposée) et ceux prélevés dans une zone de référence. La zone de référence est une zone d'échantillonnage qui ressemble le plus possible sous tous les aspects à la zone exposée (p. ex., même habitat, mêmes propriétés hydrologiques, etc.), mais où

aucun effluent de mine n'est rejeté (p. ex., en amont de la mine ou dans un plan d'eau voisin). Les critères d'effets employés sont les suivants :

Critères pour l'étude des populations de poissons

Condition
Poids relatif du foie
Poids relatif des gonades
Poids selon l'âge
Âge

Critères pour l'étude des communautés d'invertébrés benthiques

Densité totale
Richesse des taxons
Indice de dissimilarité de Bray-Curtis
Indice de régularité de Simpson²

Le suivi des effets sur l'environnement en application du REMM est divisé en « phases » (ou cycles), chaque mine devant réaliser, tous les deux à six ans, une ESEE qui comprend le suivi et l'interprétation des données. Au début de chaque phase, chaque mine de métaux doit élaborer un plan d'étude en fonction du site. À la fin de chaque phase, elle doit présenter un rapport d'interprétation résumant les résultats du suivi. Le suivi s'effectue selon une démarche par étapes, qui prévoit d'abord la réalisation d'études initiales visant à vérifier s'il y a des effets et à caractériser ceux-ci. Après, on procède soit à des études ciblées visant à déterminer la portée, l'ampleur et la cause des effets, là où des effets ont été détectés et confirmés, soit à une réduction du suivi, là où aucun effet n'a été observé. Environnement Canada a rédigé un guide technique abordant tous les aspects des ESEE, notamment les plans d'étude et l'analyse et l'interprétation des données (voir Environnement Canada, 2012).

Les personnes chargées des ESEE conviennent que toutes les différences statistiquement significatives ne comportent pas le même risque, et elles ont établi un seuil critique d'effet (SCE) pour les paramètres principaux. Le SCE est un seuil au-dessus duquel un effet peut comporter un risque plus grand pour l'environnement. Dans le cas d'effets confirmés, l'importance des études subséquentes repose sur l'ampleur de l'effet, selon qu'elle soit égale, supérieure ou inférieure au SCE (voir Environnement Canada, 2012). Les SCE sont décrits ici pour aider à comprendre les histogrammes des sections 4.2 et 6.2. Les SCE ont été élaborés à l'origine pour le Programme d'ESEE des fabriques de pâtes et papiers, après que les données de suivi ont montré que la plupart des fabriques observaient un effet pour au moins un des critères d'effets. Ces SCE établis pour le secteur des pâtes et papiers ont été employés pour le secteur des mines de métaux à titre provisoire, jusqu'à ce qu'ils soient validés en juin 2011 (tableau 1).

² Voir la définition dans le glossaire.

Tableau 1. Seuils critiques d'effets pour le Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux

| Critères d'effets sur les poissons | SCE¹ | Critères d'effets sur les invertébrés benthiques | SCE¹ |
|---|------------------------|---|------------------------|
| Poids relatif des gonades | ± 25 % | Densité | ± 2 ET |
| Poids relatif du foie | ± 25 % | Richesse taxonomique | ± 2 ET |
| Condition | ± 10 % | Indice de régularité de Simpson | ± 2 ET |
| Poids selon l'âge | ± 25 % | Indice de dissimilarité de Bray-Curtis | + 2 ET |
| Âge | ± 25 % | | |

¹ Les différences pour les critères d'effets relatifs aux populations de poissons sont exprimées en pourcentage (%) de la moyenne de référence, tandis que les différences pour les critères d'effets relatifs aux invertébrés benthiques sont exprimées en multiples des écarts-types (ET) obtenus à l'intérieur des zones de référence.

Les SCE constituent un outil de gestion non réglementaire qui sert à déterminer le degré d'effort à consacrer aux études (p. ex., sur la portée, l'ampleur et la cause des effets) par les installations réglementées.

Outre les données biologiques obtenues au moyen des études sur le terrain, on mesure des variables d'appui (REMM, annexe 5 : caractérisation de l'effluent, essais de toxicité sublétales, suivi de la qualité de l'eau et des sédiments) afin de contribuer à l'évaluation de la qualité de l'effluent et des conditions sur le terrain à chaque mine. Les variables d'appui sont destinées à fournir d'autres informations susceptibles d'aider à évaluer les effets à un site donné.

Le présent rapport d'évaluation nationale ne traite pas de toutes les données soumises pour remplir les exigences de suivi des effets sur l'environnement du REMM, ni de toutes les analyses effectuées. Il est centré sur les éléments principaux des ESEE qui servent à la prise de décision et à l'interprétation des principaux profils d'effets (étude sur les populations de poissons, étude sur les communautés d'invertébrés benthiques et dosage du mercure chez les poissons). De plus, le rapport résume les données des essais de toxicité sublétales communiquées par les mines de métaux pour les phases 1 et 2 et analyse la sensibilité des méthodes d'essai.

À l'heure actuelle, la plupart des mines de métaux au Canada ont terminé la deuxième phase de suivi et de présentation des données, mais certaines nouvelles mines, soumises plus récemment au REMM, viennent de terminer la première phase. La première évaluation nationale des données d'ESEE des mines de métaux, achevée en 2008 (Lowell *et al.*, 2008), a porté sur les résultats des mines qui avaient terminé la première phase de suivi. À l'époque, toutes les

mines de métaux en étaient à leur première phase de suivi. Depuis, toutes celles comprises dans la première évaluation nationale soit sont passées à la deuxième phase de suivi, soit ont été reconnues comme étant fermées selon les conditions prévues par le REMM et n'avaient donc pas à effectuer d'autres ESEE. La deuxième évaluation nationale, qui fait l'objet du présent rapport, offre donc une perspective temporelle des effets des effluents des mines de métaux au Canada. Elle porte aussi sur des mines de métaux qui étaient tenues de faire des ESEE pour la première fois. La méta-analyse (ensemble de méthodes statistiques servant à faire la synthèse quantitative des résultats d'un grand nombre d'études indépendantes) des résultats des études de phase 2 à l'échelle nationale a aidé à mesurer la constance ou la variation dans le temps des profils de réponse dégagés au cours de la première période d'évaluation nationale.

1.2 Objectifs du rapport

Le présent rapport a pour objet de présenter et d'analyser les principales conclusions d'une évaluation nationale des données des ESEE recueillies au cours des deux premières phases (première et deuxième périodes d'évaluation nationale) du suivi dans les milieux récepteurs des effluents des mines de métaux au Canada. Les analyses des données ont tenté de répondre aux questions suivantes :

- 1) Quels sont les types d'effets des effluents des mines de métaux sur les poissons adultes et les communautés d'invertébrés benthiques, et quelle est l'ampleur de ces effets?
- 2) Quelle constance ou variabilité ont ces effets dans le temps?
- 3) En quoi les effets sont-ils influencés par l'habitat, le type de minerai et le débit des effluents?
- 4) Quels sont les effets des effluents des mines de métaux sur le potentiel d'utilisation des ressources halieutiques eu égard aux concentrations de mercure relevées dans les tissus des poissons?
- 5) Qu'indiquent les essais de toxicité sublétales au sujet de la qualité des effluents?

2.0 Aperçu des études réalisées au cours des phases 1 et 2

La deuxième évaluation nationale porte sur les résultats de 78 mines de métaux qui ont réalisé des ESEE (tableau 2). Parmi les 70 mines de métaux comprises dans la première évaluation nationale, 62 ont terminé leurs études de suivi de la phase 2 et ont présenté leurs rapports d'interprétation des données biologiques en 2008 et en 2009. Les huit autres mines de la première évaluation nationale soit ont été reconnues depuis comme étant fermées et ne sont plus tenues d'effectuer d'études de suivi, soit ont demandé d'être reconnues comme étant fermées et ont entrepris leurs dernières études de suivi, mais n'ont pas été tenues de soumettre leur rapport d'interprétation final dans les délais prévus pour la deuxième évaluation nationale.

Les 62 mines de métaux qui ont réalisé leurs études de phase 2 ont présenté leurs premiers rapports d'interprétation (phase 1) en 2005 et en 2006. Cette différence dans la date de présentation des rapports vient du fait que les mines ayant choisi de présenter un rapport contenant des données historiques de suivi biologique ont obtenu un délai supplémentaire d'un an pour présenter leur premier rapport d'interprétation.

Tableau 2. Nombre d'études réalisées dans la première et la deuxième évaluation nationale des mines de métaux

| | | | Atlantique | Québec | Ontario | Prairies et Nord | Pacifique et Yukon | Total |
|------------------------------------|----------------------------|---------------|----------------|--------|-----------------|------------------|--------------------|-------|
| Mines ayant réalisé des ESEE | | | | | | | | |
| | 1 ^{re} évaluation | Phase 1 | 4 | 19 | 20 | 22 | 5 | 70 |
| | 2 ^e évaluation | Phase 1 | 2 | 6 | 6 | 1 | 1 | 16 |
| | | Phase 2 | 4 | 16 | 20 | 18 | 4 | 62 |
| | | Total | 6 | 22 | 26 | 19 | 5 | 78 |
| Études des invertébrés benthiques | | | | | | | | |
| | 1 ^{re} évaluation | | 4 | 19 | 20 ^a | 21 | 5 | 69 |
| | 2 ^e évaluation | | 6 | 22 | 26 ^b | 19 | 5 | 78 |
| Études des populations de poissons | | | | | | | | |
| | 1 ^{re} évaluation | Études | 4 | 19 | 19 | 20 | 5 | 67 |
| | | destructrices | 2 | 19 | 9 ^c | 9 ^d | 0 | 39 |
| | | non destr. | 2 | 0 | 2 | 4 | 3 | 11 |
| | | les deux | 0 | 0 | 6 ^c | 7 | 0 | 13 |
| | 2 ^e évaluation | Études | 5 | 22 | 25 | 18 | 5 | 75 |
| | | destructrices | 2 | 21 | 9 ^e | 6 | 0 | 38 |
| | | non destr. | 1 | 1 | 6 | 1 | 4 | 13 |
| | | les deux | 1 | 0 | 7 ^f | 11 | 0 | 19 |
| Autres études des poissons | | | | | | | | |
| | 1 ^{re} évaluation | | 0 | 0 | 2 ^g | 0 | 2 ^h | 4 |
| | 2 ^e évaluation | | 1 ⁱ | 0 | 3 ^j | 0 | 1 ^k | 5 |
| Données non disponibles | | | | | | | | |
| | 1 ^{re} évaluation | | 0 | 0 | 1 ^l | 2 ^m | 0 | 3 |
| | 2 ^e évaluation | | 1 ⁿ | 0 | 1 ^o | 1 ^p | 0 | 3 |

^a Un groupe de deux mines et un groupe de trois mines ont mené une étude conjointe.

^b Deux mines ont effectué une étude conjointe.

^c Trois mines ont effectué une étude conjointe.

^d Deux mines ont effectué une étude conjointe.

^e Deux mines ont effectué une étude conjointe.

^f Quatre mines ont effectué une étude conjointe.

^g Deux mines ont effectué conjointement une étude des poissons en mésocosme.

^h Une mine – étude d'incubation des œufs de poissons; une mine – autre type d'étude sur les moules.

ⁱ Bivalves en cage.

^j Trois mines ont effectué conjointement une étude des poissons en mésocosme.

^k Étude d'incubation des œufs de poissons.

^l La mine devait faire une étude des poissons en mésocosme, mais elle ne rejetait pas d'effluent au moment de l'étude.

^m Une mine a été exemptée de réaliser des études des poissons et des invertébrés benthiques en raison de conditions intenable, et une autre n'était pas tenue de réaliser l'étude des poissons (proportion d'effluent dans le milieu récepteur inférieure à 1 % à 250 m du point de rejet final).

ⁿ Études des poissons reportées à l'été 2009.

^o Tentative d'exécution d'une étude destructrice, mais un nombre insuffisant de poissons a été capturé en raison du temps extrêmement sec.

^p Mine non tenue de réaliser des études des poissons (proportion d'effluent dans le milieu récepteur inférieure à 1 % à 250 m du point de rejet final).

Après la première période d'évaluation nationale, 16 autres mines de métaux ont achevé les études de suivi de la phase 1, et celles-ci sont incluses dans la deuxième évaluation. Parmi les 16 mines, trois ont présenté leurs premiers rapports d'interprétation en 2007, et les 13 autres l'ont fait en 2008 et en 2009. Le tableau 2 offre un sommaire par région du nombre et du type d'études de terrain effectuées au cours de la première et de la deuxième évaluation nationale.

Dans la période visée par la première évaluation nationale, toutes les mines de métaux ont réalisé des études en eau douce, sauf deux installations de la région des Prairies et du Nord³ qui rejetaient leurs effluents dans un milieu marin. L'une de celles-ci a été exemptée du suivi en raison de conditions locales intenable, mais elle a procédé à des essais de toxicité sublétales. L'autre a effectué l'étude des invertébrés benthiques dans un cours d'eau et l'étude des poissons dans un milieu marin. Dans la période visée par la deuxième évaluation nationale, toutes les mines ont effectué des études en eau douce, à l'exception d'une mine de la région de l'Atlantique, qui a réalisé une étude chez des bivalves en cage plutôt qu'une étude standard des poissons.

Dans la présente évaluation nationale, la plupart des mines de métaux ont réalisé une étude standard des poissons. Une mine n'était pas tenue de réaliser une étude des poissons, car la proportion d'effluent dans le milieu récepteur était inférieure à 1 % à 250 mètres du point de rejet final. Une autre a tenté de réaliser une étude des poissons à l'aide d'un échantillonnage destructeur, mais n'a pas capturé suffisamment de poissons en raison du temps extrêmement sec. Une autre encore a reporté son échantillonnage, et ses résultats n'étaient donc pas prêts pour être inclus dans l'évaluation.

Très peu de mines ont eu recours à d'autres méthodes pour étudier les invertébrés benthiques et les poissons. Dans la région de l'Ontario, trois mines ont effectué une étude conjointe des poissons en mésocosme plutôt que l'étude standard. Deux mines, soit une de la région du Pacifique et du Yukon et une de la région de l'Atlantique, ont eu recours à d'autres méthodes pour l'étude des poissons : respectivement, une étude d'incubation des œufs de poissons et une étude sur des bivalves en cage. Plusieurs mines de métaux nouvellement soumises au REMM ou qui ont été reconnues comme étant fermées n'ont effectué que des essais de toxicité sublétales, sans réaliser d'études de suivi biologique au cours de la même période : les données de suivi biologique de ces mines ne sont donc pas comprises dans le rapport, mais il est tenu compte de leurs données d'essais de toxicité sublétales à la section 7.0.

³ Environnement Canada divise les installations réalisant des ESEE entre cinq régions : Atlantique, Québec, Ontario, Prairies et Nord et Pacifique et Yukon.

3.0 Méthodes générales

3.1 Préparation et analyse des données

Cette section porte sur les méthodes générales employées pour évaluer, dans une perspective nationale, les données des études des poissons et des communautés d'invertébrés benthiques réalisées lors de la deuxième période d'évaluation nationale. Ces méthodes sont semblables à celles qui ont été utilisées au cours des évaluations nationales antérieures des données d'ESEE (ESEE des mines de métaux : Lowell *et al.*, 2008; ESEE des fabriques de pâtes et papiers : Lowell *et al.*, 2003, 2005; Tessier *et al.*, 2009). Comme dans le cas des évaluations nationales antérieures, celle-ci se fonde sur deux approches quantitatives : 1) une compilation des résultats des comparaisons effectuées à chaque mine et 2) des méta-analyses. Les compilations sont présentées ici comme des distributions de fréquence de l'ampleur des effets (la différence en pourcentage entre les zones exposées et les zones de référence). Pour faciliter les comparaisons des résultats des deux évaluations nationales, les distributions de fréquence ont été réparties entre celles de la première analyse nationale et celles de la deuxième analyse nationale, puis ces catégories ont été subdivisées entre les mines ayant réalisé des études de phase 1 et celles ayant réalisé des études de phase 2. De la même façon, des histogrammes du nombre de différences significatives et de différences non significatives ont été établis, et les différences significatives ont été réparties entre celles se situant sous le SCE et celles l'égalant ou le dépassant pour la première et la deuxième période d'évaluation nationale.

L'interprétation des histogrammes était en partie limitée par le fait que le seuil de signification dépendait non seulement de l'ampleur de l'effet, mais aussi de la taille de l'échantillon. La méta-analyse ne présente pas les mêmes limites que la compilation d'études individuelles. Elle permet un examen statistique de l'ampleur des effets qui limite les pertes d'information dues aux contraintes engendrées par la taille des échantillons et l'échelle de mesure de chaque étude (Hedges et Olkin, 1985; Rosenberg *et al.*, 2000; Gurevitch et Hedges, 2001). Dans le présent cas, les études individuelles sont essentiellement traitées comme des répliqués; il est donc possible de se pencher sur des questions qu'il est difficile d'examiner lorsqu'une seule mine est à l'étude (p. ex., l'influence de l'habitat, du type de minerai ou du débit des effluents sur l'effet des effluents dans le milieu récepteur). Lowell *et al.* (2003) fournissent une description détaillée de la façon dont les méta-analyses ont été utilisées dans l'évaluation nationale du cycle 2 des ESEE des fabriques de pâtes et papiers.

Les plans d'échantillonnage des études des poissons et de la plupart des études des communautés d'invertébrés benthiques se fondaient sur l'approche contrôle-impact, selon laquelle les stations d'échantillonnage sont situées dans des zones de référence et des zones exposées. L'analyse de variance ou l'analyse de covariance ont servi à comparer les critères mesurés dans chaque zone de référence par rapport à la zone exposée. D'autres informations sur les

plans d'ESEE et les analyses correspondantes des études des poissons et des invertébrés benthiques sont présentées dans Glozier *et al.* (2002), Lowell *et al.* (2002, 2003) et Environnement Canada (2012).

La présente évaluation nationale mettait l'accent sur les effets dans la zone fortement exposée à l'effluent, de façon à examiner les effets les plus prononcés observés à l'échelle nationale dans les études des poissons et des communautés d'invertébrés benthiques. Quelques mines de métaux ont recueilli des données dans plusieurs zones. Les données provenant de plus d'une zone fortement exposée ont été regroupées seulement lorsqu'il était justifié de le faire selon l'examen des procédures de regroupement utilisées dans les rapports d'interprétation. L'outil d'évaluation statistique (OES), programme élaboré à l'origine par Environnement Canada (Booty *et al.*, 2009), a servi à calculer l'ampleur et la signification statistique des effets pour les cinq critères concernant les poissons et les quatre critères concernant les invertébrés benthiques.

Les données électroniques présentées ont été examinées afin de déceler les erreurs flagrantes (p. ex., champs manquants, erreurs de saisie évidentes, stations ou zones mal nommées). L'emploi de l'OES a facilité la sélection des données à analyser ainsi que la suppression des observations aberrantes (analyses des poissons) avant de procéder aux analyses de variance ou de covariance dans l'OES afin de comparer statistiquement les zones exposées et les zones de référence pour chaque critère mesuré à chaque mine. Les analyses de variance et de covariance ont fourni les moyennes pour les zones (moyennes corrigées pour les analyses de covariance) et les écarts-types nécessaires aux compilations et aux méta-analyses subséquentes des effets mesurés. Le seuil de signification (α) utilisé pour les analyses de variance et de covariance était de 0,05 aux fins des compilations et des analyses statistiques présentées ici.

Les données sur les poissons ont subi une transformation logarithmique et ont été soumises à une analyse de covariance (pour tous les critères sauf l'âge); les données sur l'âge des poissons n'ont pas été transformées, et elles ont été soumises à une analyse de variance. Les données sur les invertébrés benthiques ont également été soumises à une analyse de variance et n'ont pas été transformées, sauf les données sur la densité, qui ont fait l'objet d'une transformation logarithmique. Pour une explication de la transformation des données et des méthodes d'analyse, consulter Environnement Canada (2012) et Lowell *et al.* (2005).

3.2 Procédures utilisées pour déterminer les profils de réponse nationaux

La méta-analyse consiste en un ensemble de méthodes statistiques servant à faire la synthèse quantitative des résultats d'un grand nombre d'études indépendantes (p. ex., une méta-analyse de multiples études des effets du tabagisme pour déterminer des tendances plus générales des effets du tabagisme sur la santé). Elle permet aussi d'établir des profils généraux de

réponse. Pour réaliser nos méta-analyses, nous avons dû établir une ampleur normalisée de l'effet, soit la valeur transformée d de Hedges de la taille de l'effet, qui a été calculée comme la différence entre les moyennes des zones exposées et des zones de référence, divisée par l'écart-type cumulé (cette valeur est multipliée par un facteur de correction qui compense les effets des petits échantillons) (Rosenberg *et al.*, 2000).

Les principaux résultats de la méta-analyse sont résumés dans la figure 1. L'axe horizontal représente la taille normalisée de l'effet, et la ligne verticale, un effet nul. Le résultat de chaque groupe de mines (p. ex., regroupement par type de minerai) est présenté sous la forme d'un intervalle de confiance à 95 % (segment horizontal) situé de part et d'autre d'une marque de graduation indiquant la taille d'effet moyenne pour ce groupe de mines. Le fait qu'un intervalle de confiance soit situé à la droite de la ligne d'effet nul indique que l'effet moyen associé à l'exposition aux effluents est une augmentation pour le critère mesuré. S'il est situé à la gauche, il s'agit d'une diminution. L'augmentation ou la diminution sont statistiquement significatives pour le groupe pris dans son ensemble si l'intervalle de confiance à 95 % ne chevauche pas la ligne d'effet nul. La différence peut être non significative pour de plus grands groupes de mines, mais significative pour une partie ou la totalité de leurs sous-groupes. La plupart des résultats des méta-analyses des sections suivantes sont présentés selon ce format.

Dans ce contexte, « significatif » renvoie à une différence statistiquement significative à l'échelle nationale lorsque les zones exposées aux effluents sont comparées aux zones de référence, non exposées. Ces analyses à l'échelle nationale ont englobé toutes les mines. La signification statistique rend donc compte d'effets répétés de même orientation observés dans un grand nombre de mines – un résultat qui est aussi significatif sur le plan biologique.

Il est à noter que pour les résultats des méta-analyses relatives aux poissons, la taille des échantillons indiquée dans les figures correspondantes se rapporte au nombre de comparaisons (ou d'études) entre zone exposée et zone de référence et non au nombre de poissons capturés au cours d'une étude.

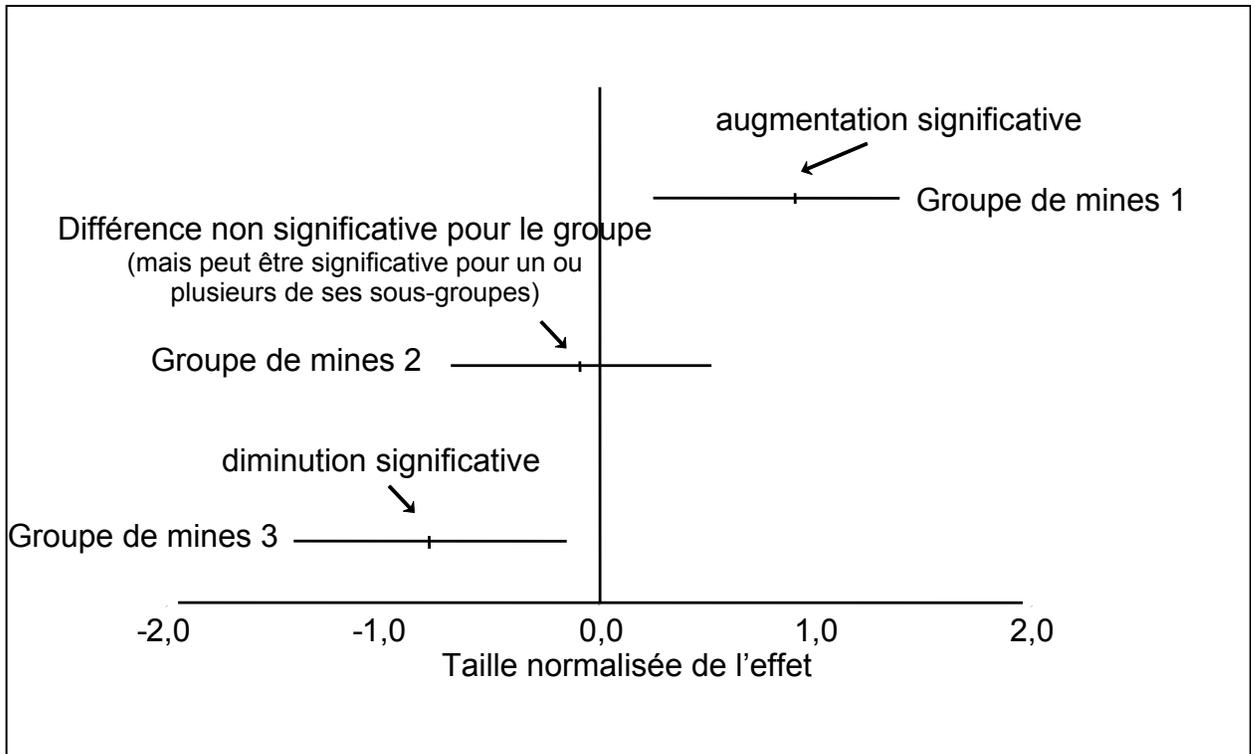


Figure 1. Exemple de représentation graphique des résultats d'une méta-analyse. La taille de l'effet est mesurée selon la transformation de Hedges (voir le texte).

4.0 Étude des poissons

L'étude des poissons adultes sert à comparer les poissons dans les zones exposées à ceux des zones de référence afin de déterminer si les effluents des mines de métaux nuisent aux populations de poissons. L'étude s'appuie sur la croissance des poissons, leur reproduction, leur coefficient de condition et la structure par âge pour évaluer l'état de santé global des poissons dans les zones exposées. Pour ce faire, cinq principaux critères sont mesurés : poids selon l'âge, poids relatif des gonades, poids relatif du foie, coefficient de condition (rapport du poids corporel à la longueur) et âge. Le *Guide technique pour l'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux* (Environnement Canada, 2012) recommande aux mines de prélever des échantillons de deux espèces sentinelles adultes et de procéder à l'analyse des cinq principaux critères sur les deux espèces.

4.1 Traitement des données et méthodologie

Les données de 54 études sur les poissons par échantillonnage destructeur ont servi à la deuxième période d'évaluation nationale. Au total, 41 de ces études, dont deux études conjointes (quatre mines prenaient part à une étude; deux mines prenaient part à l'autre), contenaient des données sur les

poissons adultes dont le degré de répétition était suffisant (au moins 12 poissons de même sexe et de même espèce par zone) pour permettre l'analyse statistique. De plus, 13 mines ont mené des études sur les poissons uniquement par échantillonnage non destructeur, et cinq mines ont réalisé des études alternatives, dont une étude sur des poissons en mésocosme (étude conjointe à laquelle trois mines prenaient part), une étude sur des bivalves en cage et une étude d'incubation des œufs de poissons. Étant donné qu'elles faisaient appel à des critères de nature différente, les études non destructrices et les études alternatives n'ont pas été retenues dans les présentes analyses sommaires. Avant l'analyse, les données soumises sous forme électronique ont été examinées pour éliminer les erreurs et les données incomplètes. La plupart des données soumises étaient de bonne qualité.

Les mines de métaux qui ont effectué des études par échantillonnage destructeur au cours de la deuxième période d'évaluation nationale ont utilisé 26 espèces sentinelles de poissons. Sur ces 26 espèces, 24 ont été retenues dans l'évaluation nationale. La fréquence d'utilisation des espèces dans des études par échantillonnage destructeur apparaît au tableau 3. Toutes les études des poissons comprises dans l'évaluation nationale ont été menées en eau douce.

Tableau 3. Liste et fréquence d'utilisation des espèces sentinelles dans les études sur les poissons par échantillonnage destructeur

| Espèce | Nom scientifique | Nombre d'études ^a | | Nombre d'études dans l'évaluation nationale ^b | |
|--|---------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|--|-------------------------------|
| | | Première évaluation nationale | Deuxième évaluation nationale | Première évaluation nationale | Deuxième évaluation nationale |
| <i>Poissons de grande taille</i> | | | | | |
| Meunier noir | <i>Catostomus commersoni</i> | 19 | 16 | 10 | 10 |
| Perchaude | <i>Perca flavescens</i> | 6 | 3 | 1 | 3 |
| Barbotte brune | <i>Ameiurus nebulosus</i> | 3 | 3 | 2 | 3 |
| Ombre de fontaine | <i>Salvelinus fontinalis</i> | 2 | 3 | 0 | 2 |
| Grand Brochet | <i>Esox lucius</i> | 10 | 2 | 4 | 2 |
| Doré jaune | <i>Sander vitreus</i> | 7 | 2 | 0 | 2 |
| Grand Corégone | <i>Coregonus clupeaformis</i> | 6 | 2 | 2 | 2 |
| Lotte | <i>Lota lota</i> | 5 | 2 | 1 | 2 |
| Barbotte brune | <i>Ictalurus nebulosus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Ombre arctique | <i>Thymallus arcticus</i> | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Meunier rouge | <i>Catostomus catostomus</i> | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Laquaiche argentée | <i>Hiodon tergisus</i> | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Touladi | <i>Salvelinus namaycush</i> | 4 | 0 | 0 | 0 |
| Ménomini rond | <i>Prosopium cylindraceum</i> | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Ombre chevalier | <i>Salvelinus alpinus</i> | 2 | 0 | 1 | 0 |
| Cisco de lac | <i>Coregonus artedii</i> | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Crapet de roche | <i>Ambloplites rupestris</i> | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Laquaiche aux yeux d'or | <i>Hiodon alosoides</i> | 1 | 0 | 1 | 0 |
| Chevalier rouge | <i>Moxostoma macrolepidotum</i> | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Ouitouche | <i>Semotilus corporalis</i> | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Nombre total d'études sur les poissons de grande taille | | 75 | 37 | 23 | 28 |

^a Comprend toutes les espèces et toutes les études pour lesquelles des données partielles ont été soumises.

^b Comprend seulement les études dont les données électroniques fournies sont suffisantes pour les inclure dans l'évaluation nationale (p. ex., sont exclus les cas où le nombre de poissons adultes capturés est insuffisant).

^c Dans le cas de l'épinoche à neuf épines, une étude a été réalisée en eau douce, et une autre, en eau salée; seules les données électroniques sur l'eau douce étaient suffisantes pour l'évaluation nationale. À noter que toutes les autres études sur les poissons ont été menées en eau douce.

Tableau 3 (suite). Liste et fréquence d'utilisation des espèces sentinelles dans les études sur les poissons par échantillonnage destructeur

| Espèce | Nom scientifique | Nombre d'études ^a | | Nombre d'études dans l'évaluation nationale ^b | |
|--|--------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|--|-------------------------------|
| | | Première évaluation nationale | Deuxième évaluation nationale | Première évaluation nationale | Deuxième évaluation nationale |
| <i>Poissons de petite taille</i> | | | | | |
| Épinoche à cinq épines | <i>Culaea inconstans</i> | 7 | 7 | 6 | 7 |
| Méné à grosse tête | <i>Pimephales promelas</i> | 2 | 6 | 2 | 3 |
| Mulet perlé | <i>Margariscus margarita</i> | 6 | 5 | 4 | 4 |
| Mulet de lac | <i>Couesius plumbeus</i> | 6 | 5 | 3 | 5 |
| Méné à tache noire | <i>Notropis hudsonius</i> | 4 | 3 | 2 | 3 |
| Omisco | <i>Percopsis omiscomaycus</i> | 4 | 3 | 3 | 3 |
| Méné émeraude | <i>Notropis atherinoides</i> | 0 | 3 | 0 | 2 |
| Chabot visqueux | <i>Cottus cognatus</i> | 1 | 3 | 1 | 2 |
| Chabot tacheté | <i>Cottus bairdi</i> | 1 | 3 | 1 | 1 |
| Naseux des rapides | <i>Rhinichthys cataractae</i> | 2 | 2 | 2 | 2 |
| Méné ventre citron | <i>Phoxinus neogaeus</i> | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Épinoche à neuf épines | <i>Pungitius pungitius</i> | 2 ^c | 2 | 1 | 1 |
| Méné laiton | <i>Hybognathus hankinsoni</i> | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Méné jaune | <i>Notemigonus crysoleucas</i> | 2 | 1 | 0 | 1 |
| Fouille-roche zébré | <i>Percina caprodes</i> | 2 | 0 | 1 | 0 |
| Épinoche à trois épines | <i>Gasterosteus aculeatus</i> | 1 | 0 | 1 | 0 |
| Méné à nageoires rouges | <i>Luxilus cornutus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Nombre total d'études sur les poissons de petite taille | | 41 | 45 | 27 | 36 |

^a Comprend toutes les espèces et toutes les études pour lesquelles des données partielles ont été soumises.

^b Comprend seulement les études dont les données électroniques fournies sont suffisantes pour les inclure dans l'évaluation nationale (p. ex., sont exclus les cas où le nombre de poissons adultes capturés est insuffisant).

^c Dans le cas de l'épinoche à neuf épines, une étude a été réalisée en eau douce, et une autre, en eau salée; seules les données électroniques sur l'eau douce étaient suffisantes pour l'évaluation nationale. À noter que toutes les autres études sur les poissons ont été menées en eau douce.

4.2 Résumé de la taille des effets mesurés

Pour chacun des cinq principaux critères, la figure 2 montre la distribution de fréquence de l'ampleur des différences mesurées. Les différences mesurées sont ici les différences entre les moyennes pour les zones exposées et les zones de référence, exprimées en pourcentage de la moyenne pour les zones de référence (moyennes ajustées pour l'analyse de covariance). Toutes les différences mesurées (significatives ou non) ont été prises en considération. La figure 2 porte sur les comparaisons pour lesquelles les pentes de l'analyse de covariance des données des zones exposées et des zones de référence étaient parallèles (majorité des comparaisons). Pour une mine et un critère donnés, un maximum de quatre comparaisons était possible (deux espèces de poissons et deux sexes). Pour chaque critère, les distributions de fréquence sont illustrées pour les catégories suivantes : 1) toutes les mines ayant effectué des études de phase 1 au cours de la première période d'évaluation nationale, 2) toutes les mines ayant effectué des études de phase 2 au cours de la deuxième période d'évaluation nationale (ce sont les mêmes mines qui étaient à la phase 1 durant la première période d'évaluation nationale) et 3) toutes les mines de métaux nouvellement réglementées ayant effectué leurs études de phase 1 au cours de la deuxième période d'évaluation nationale.

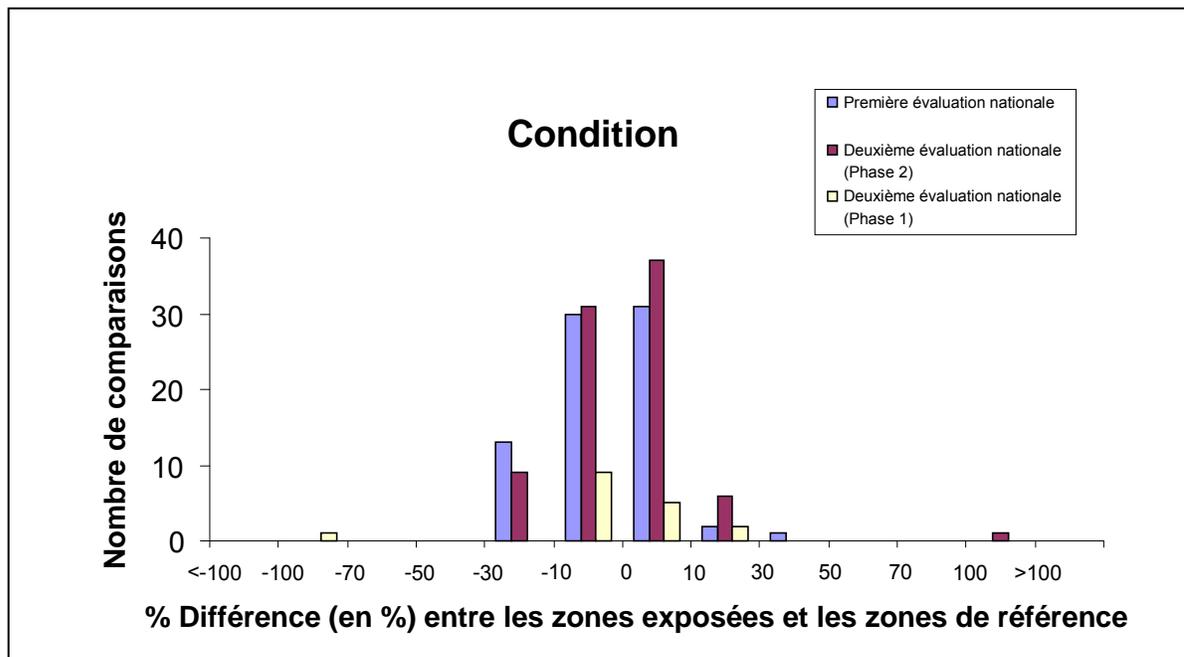


Figure 2a. Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre la condition des poissons des zones exposées et celle des poissons des zones de référence

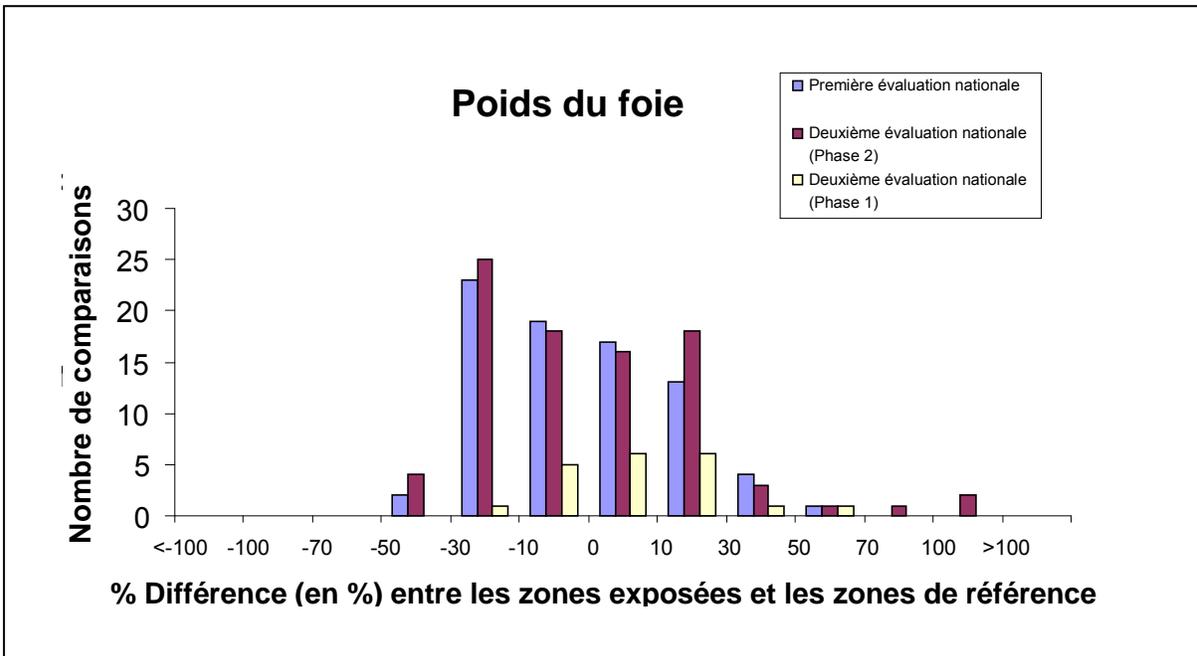


Figure 2b. Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre le poids relatif du foie des poissons des zones exposées et celui du foie des poissons des zones de référence

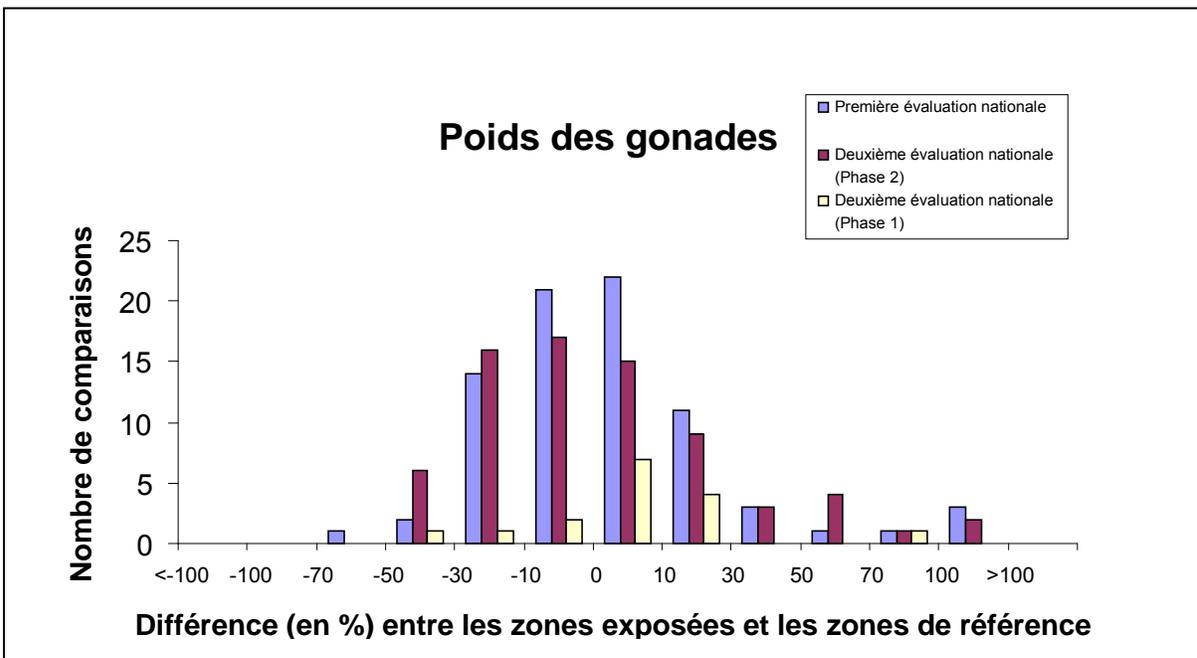


Figure 2c. Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre le poids relatif des gonades des poissons des zones exposées et celui des gonades des poissons des zones de référence

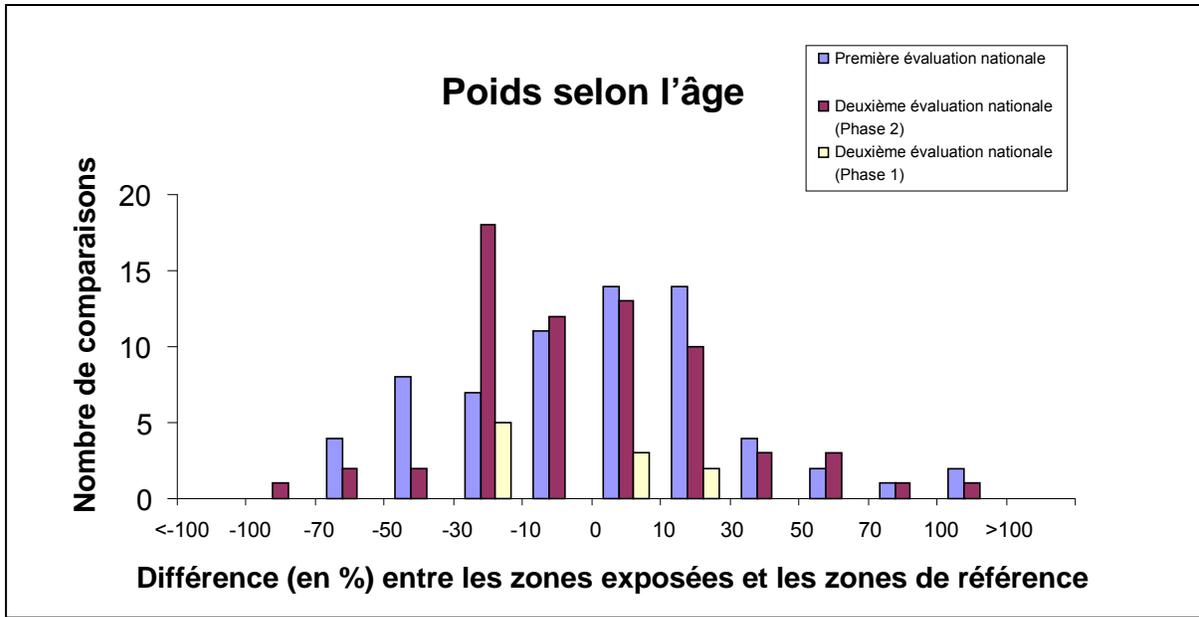


Figure 2d. Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre le poids selon l'âge des poissons des zones exposées et celui des poissons des zones de référence.

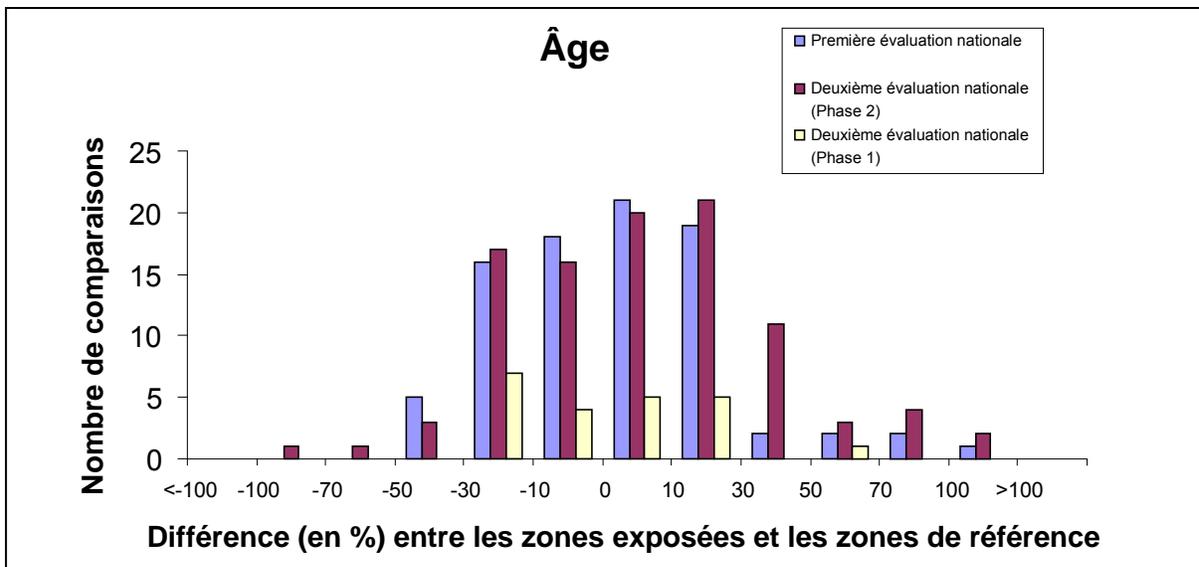


Figure 2e. Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre l'âge des poissons des zones exposées et celui des poissons des zones de référence.

Pour toutes les périodes et les phases d'étude, le critère comportant le plus petit écart entre les différences en pourcentage est la condition, la plupart des effets mesurés se situant entre -30 % et 30 %. La condition est par nature un critère moins variable, et on a observé ce genre de plage étroite chez les poissons exposés aux effluents des fabriques de pâtes et papiers (Lowell *et al.*, 2003, 2005; Tessier *et al.*, 2009). La distribution était plus étendue pour le poids du foie, l'essentiel des effets mesurés s'établissant entre -50 % et 70 %. Le poids des gonades, le poids selon l'âge et l'âge avaient les plages les plus

étendues, de nombreux effets mesurés allant de –70 % à beaucoup plus que 100 % (jusqu'à 350 % dans le cas du poids des gonades).

Mises à part les indications de la section 4.3, des distributions semblables des effets ont été observées pour toutes les catégories de mines de métaux montrées à la figure 2. Pour les mines réalisant les ESEE de la phase 1 au cours de la deuxième période d'évaluation nationale, le profil du poids du foie et du poids des gonades s'est trouvé davantage sur la droite (c.-à-d. plus d'augmentation que de diminution pour ces critères). Cependant, les échantillons étant de plus petites tailles, il est probablement trop tôt pour déterminer si cette tendance apparente est significative.

La figure 3 illustre le nombre de comparaisons révélant des différences non significatives, des différences significatives dans les moyennes (moyennes ajustées pour l'analyse de covariance) ou des interactions significatives pour chacun des cinq critères mesurés chez les poissons. Les différences significatives dans les moyennes sont réparties entre celles qui sont égales ou supérieures au seuil critique d'effet et celles qui y sont inférieures. On observe une interaction significative quand les pentes de l'analyse de covariance des données des zones exposées et des zones de référence sont statistiquement différentes, c'est-à-dire lorsqu'elles peuvent être considérées comme non parallèles. Par exemple, dans une régression du poids des gonades sur le poids corporel, des pentes non parallèles de l'analyse de covariance des données des zones exposées et des zones de référence peuvent indiquer que les poissons exposés à l'effluent allouent des ressources au poids des gonades de façon différente selon la taille, relativement aux poissons de la zone de référence. Tant les différences significatives dans les moyennes que les interactions significatives sont considérées comme des effets significatifs. Il est à noter que les interactions significatives sont calculées par la méthode employée au cours des première et deuxième périodes d'évaluation nationale (et non par la méthode plus récente décrite par Barrett *et al.*, 2010). À noter également que les données sur l'âge ont été traitées par analyse de variance et ne produisent donc pas d'interactions. Pour plus de renseignements sur les procédures d'analyse de covariance et d'interprétation des résultats, voir Environnement Canada (2012).

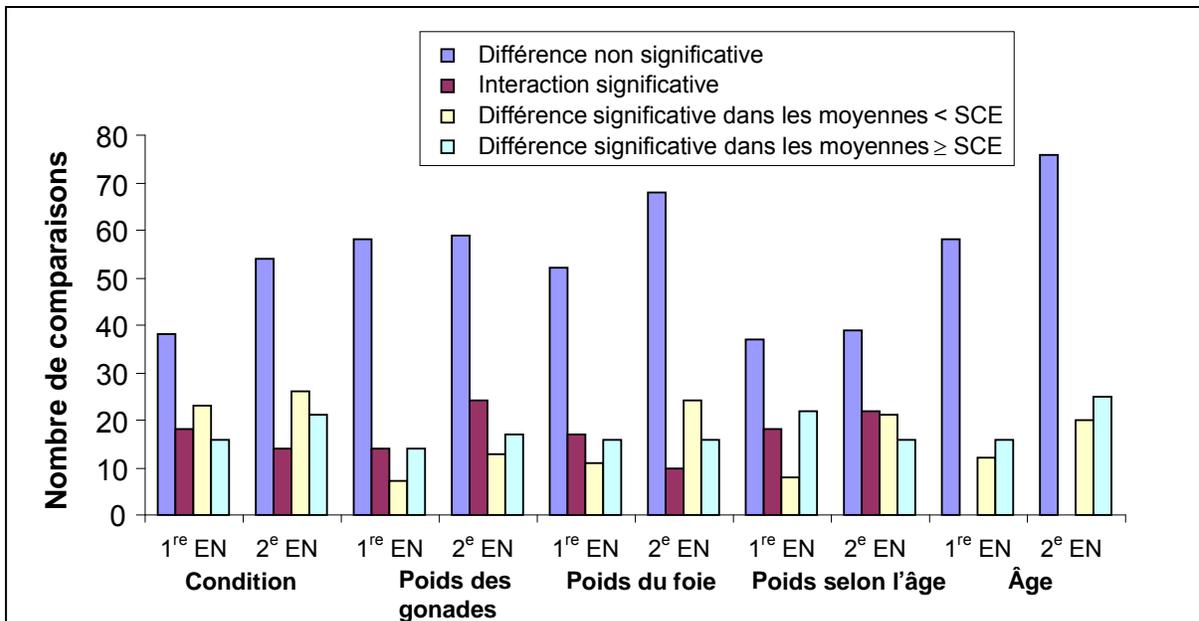


Figure 3. Nombre de comparaisons de poissons des zones exposées et des zones de référence révélant des différences non significatives, des différences significatives dans les moyennes (différences inférieures, égales ou supérieures au seuil critique d'effet) ou des interactions significatives au cours de la première et de la deuxième période d'évaluation nationale (EN – évaluation nationale)

Pour les cinq critères, entre 33 % (âge – première période d'évaluation nationale) et 60 % (condition – première période d'évaluation nationale; poids selon l'âge – deuxième période d'évaluation nationale) des comparaisons étaient significatives (ce qui inclut tant les différences significatives dans les moyennes que les interactions significatives; voir la figure 3). Pour chaque critère, la proportion de comparaisons significatives par rapport à celles qui ne l'étaient pas est assez semblable entre la première et la deuxième période d'évaluation nationale.

4.3 Profils de réponse – Moyennes nationales

Les profils des moyennes nationales des réponses pour les poissons exposés sur le terrain aux effluents des mines de métaux sont obtenus en représentant par un graphique les moyennes générales et les intervalles de confiance à 95 % d'après les méta-analyses de toutes les mines dans l'ensemble du pays (figure 4). Durant la première période d'évaluation nationale (lorsque toutes les mines effectuaient les études de la phase 1), ces analyses ont montré que, en moyenne, les poissons dans les zones exposées présentaient une baisse significative du coefficient de condition et de la taille relative du foie – c'est-à-dire qu'ils étaient plus maigres et que leur foie était plus petit. Au cours de la première période d'évaluation nationale, un effet semblable n'a pas été observé à l'échelle nationale pour la taille relative des gonades, le poids selon l'âge ou l'âge (mesures se rapportant respectivement à la reproduction, au taux

de croissance et à la survie), les intervalles de confiance à 95 % chevauchant le zéro pour ces trois dernières variables.

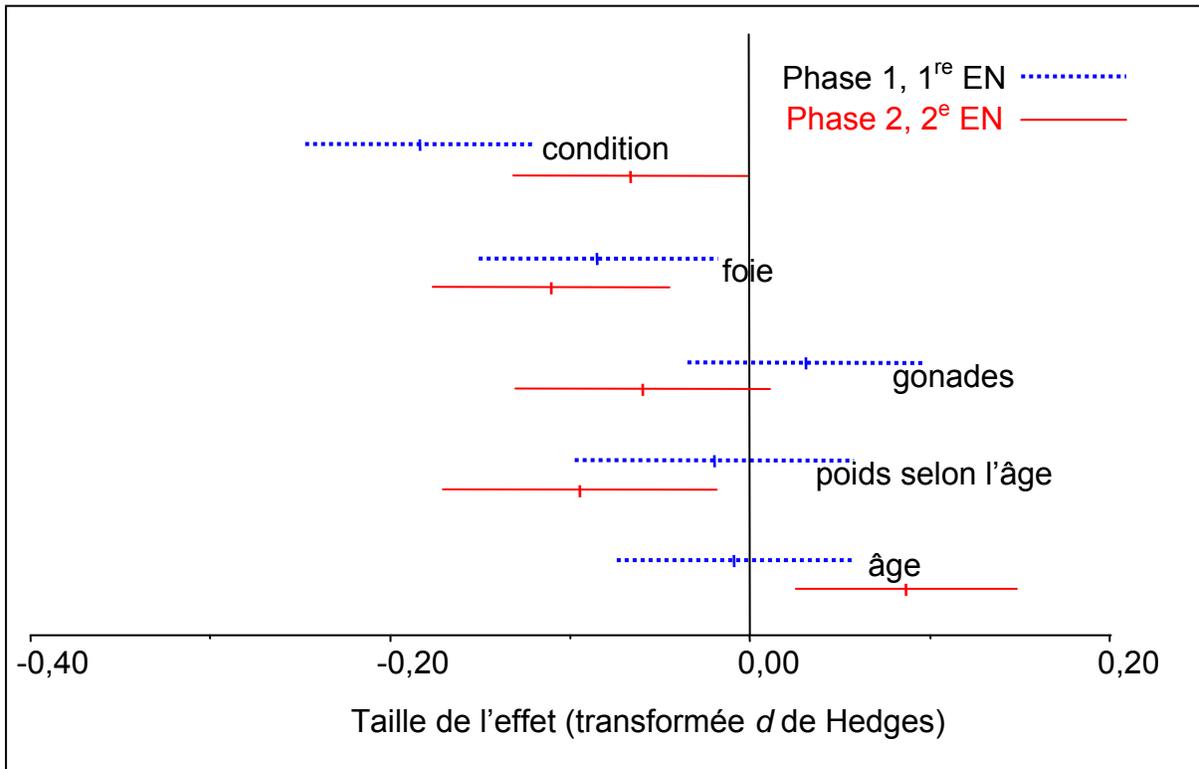


Figure 4. Moyenne nationale des effets des mines de métaux sur les poissons dans les études de phase 1 (P1) effectuées au cours de la première période d'évaluation nationale et dans les études de phase 2 (P2) effectuées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : condition (P1 = 77, P2 = 80), foie (P1 = 79, P2 = 84), gonades (P1 = 79, P2 = 70), poids selon l'âge (P1 = 67, P2 = 62), âge (P1 = 86, P2 = 89). (EN – évaluation nationale)

Au cours de la deuxième période d'évaluation nationale, les poissons dans les zones exposées présentaient encore une baisse significative de la condition et de la taille relative du foie (figure 4). Ils présentaient également un taux de croissance réduit significativement, et une diminution de la taille des gonades non significative. Une modification significative de la structure par âge a aussi été observée; en moyenne, des poissons plus vieux se trouvaient dans les zones exposées. Il est à noter que les résultats des méta-analyses montrés dans la figure qui précède et les résultats qui suivent ne concernent que la majorité des mines de métaux qui ont procédé aux études de phase 2 au cours de la deuxième période d'évaluation nationale (et qui avaient effectué les études de phase 1 au cours de la première période d'évaluation nationale). Ainsi, les résultats des méta-analyses révèlent des variations (ou l'absence de variation) dans les profils de réponse des mêmes mines au cours des deux périodes d'évaluation nationale. Dans ces méta-analyses et dans les suivantes, le nombre

de comparaisons diffère légèrement d'une phase à l'autre en raison du nombre différent d'ensembles de données utilisables.

Ces profils des moyennes nationales des réponses pour les mines de métaux sont nettement différents des profils de réponse à grande échelle qui ont été observés de façon répétée chez les poissons exposés aux effluents des fabriques de pâtes et papiers (Lowell *et al.*, 2003, 2004, 2005; Tessier *et al.*, 2009). Les poissons exposés aux effluents des fabriques de pâtes et papiers sont fréquemment plus gros, ont un taux de croissance plus rapide et un foie plus gros, mais des gonades plus petites. Ce dernier profil de réponse indique généralement un enrichissement en nutriments couplé à une perturbation métabolique (Munkittrick *et al.*, 2000) et constitue un domaine actif de recherche (Hewitt *et al.*, 2005, 2008; McMaster *et al.*, 2005; Parrott, 2005; Kovacs *et al.*, 2011). Les fabriques de pâtes et papiers apportent en général des matières organiques et autres nutriments aux eaux réceptrices (enrichissement en nutriments), ce qui se traduit par des effets stimulants généralisés sur les poissons (poissons plus gras), à l'exception d'une perturbation de l'allocation des ressources aux gonades.

En comparaison, les moyennes nationales des effets des mines de métaux représentées à la figure 4 indiquent un profil de réponse d'inhibition sur les poissons, pour plus de critères au cours de la deuxième période d'évaluation nationale qu'au cours de la première. Au cours de la deuxième période d'évaluation nationale, en moyenne, les poissons dans les zones exposées étaient plus maigres et plus vieux, avaient une croissance plus lente et un plus petit foie, et la taille de leurs gonades était plutôt réduite. Des réponses d'inhibition de même type ont été signalées dans un certain nombre d'études antérieures portant sur des poissons exposés à des contaminants métalliques (voir notamment Eastwood et Couture, 2002; Rajotte et Couture, 2002; Hansen *et al.*, 2004; Rickwood *et al.*, 2006). En général, les effets inhibiteurs induits par les effluents peuvent être attribuables à des causes diverses (voir les études de Munkittrick et Dixon, 1988; Munkittrick *et al.*, 1991, 1994, 2000). Par exemple, il peut s'agir d'effets inhibiteurs directs de l'effluent sur les poissons ou de la limitation des ressources alimentaires résultant de l'altération de l'habitat et des effets inhibiteurs sur les proies, comme les invertébrés benthiques.

4.4 Profils de réponse – Autres méta-analyses

L'industrie canadienne des mines de métaux est diversifiée; il est donc instructif de subdiviser les résultats des méta-analyses en répartissant les mines en sous-groupes. Dans la première évaluation nationale (Lowell *et al.*, 2008), les résultats étaient subdivisés de façon détaillée selon l'habitat et le type de minéral. Dans le cadre de la deuxième évaluation nationale, il est particulièrement intéressant d'examiner de plus près trois critères (poids selon

l'âge, taille relative des gonades et âge) dont le profil de réponse montre des variations au cours de la deuxième période d'évaluation.

Si on subdivise les données selon les grands types d'habitats des eaux réceptrices au cours des deux périodes d'évaluation, des profils de réponse plus détaillés se dessinent (figure 5, qui comprend la moyenne générale nationale pour le poids selon l'âge présentée à la figure 4). Les deux types d'habitats les plus courants sont les lacs et les rivières. On a regroupé, parmi les habitats lotiques, les zones d'érosion et de sédimentation, la nature mobile des poissons rendant problématique leur différenciation (voir les méta-analyses sur les invertébrés benthiques). Au cours de la première période d'évaluation nationale, une baisse significative du poids selon l'âge avait été observée dans les rivières, alors que dans les lacs, le poids selon l'âge avait augmenté. Au cours de la deuxième période d'évaluation nationale, cependant, le poids selon l'âge avait diminué de façon significative dans les deux types d'habitats, ce qui a été la principale cause de la réduction de la moyenne du poids selon l'âge à l'échelle nationale au cours de la deuxième période d'évaluation nationale.

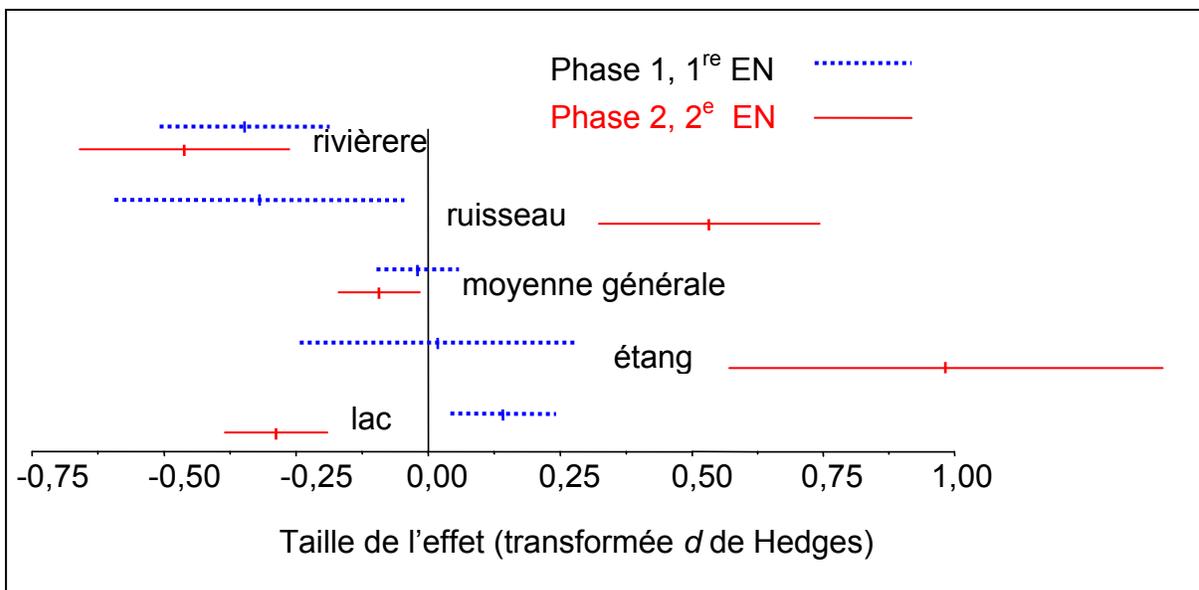


Figure 5. Poids selon l'âge des poissons par type d'habitat dans les études de phase 1 (P1) effectuées au cours de la première période d'évaluation nationale et dans les études de phase 2 (P2) effectuées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : rivière (P1 = 15, P2 = 12), ruisseau (P1 = 5, P2 = 8), étang (P1 = 4, P2 = 4), lac (P1 = 43, P2 = 38). (EN – évaluation nationale)

Une augmentation du poids selon l'âge chez les poissons dans les zones exposées a également été observée dans les étangs et les ruisseaux au cours de la deuxième période d'évaluation nationale (figure 5), mais vu la faible taille des échantillons pour ces deux types d'habitats, il est possible que le phénomène soit dû à des facteurs autres que le type d'habitat (p. ex., un apport différent d'éléments nutritifs). On peut donc accorder une plus grande confiance aux conclusions basées sur les résultats obtenus pour les lacs et les rivières.

Au cours de la première période d'évaluation nationale, le poids relatif des gonades semblait augmenter davantage que les autres critères (figure 4), et une grande partie de cette augmentation était attribuable aux poissons échantillonnés dans les rivières (figure 6). Bien que ce critère se soit situé davantage sur la droite que la plupart des autres au cours de la deuxième période d'évaluation nationale, la distribution moyenne à l'échelle nationale indiquait des diminutions beaucoup plus marquées qu'au cours de la première période d'évaluation nationale. Cette tendance était principalement attribuable aux diminutions observées dans les rivières. Les profils de réponse du poids des gonades dans les autres types d'habitats sont restés relativement stables au cours des deux périodes d'évaluation.

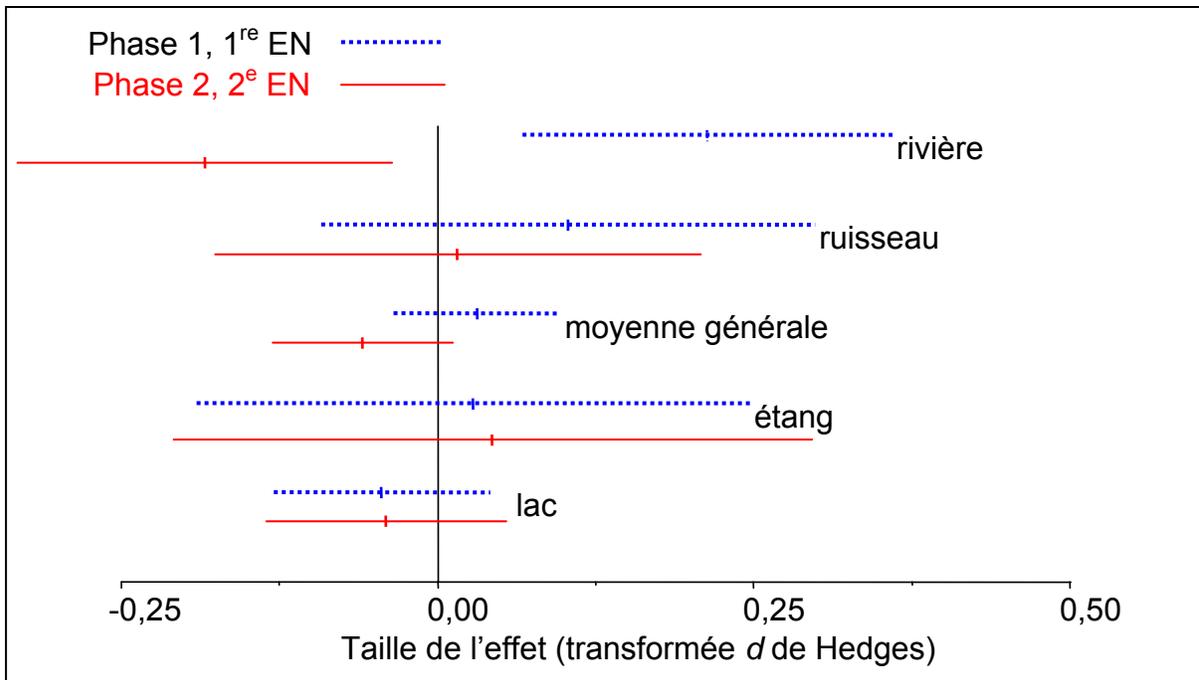


Figure 6. Poids relatif des gonades des poissons par type d’habitat dans les études de phase 1 (P1) effectuées au cours de la première période d’évaluation nationale et dans les études de phase 2 (P2) effectuées au cours de la deuxième période d’évaluation nationale. Les barres d’erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : rivière (P1 = 17, P2 = 18), ruisseau (P1 = 7, P2 = 9), étang (P1 = 5, P2 = 5), lac (P1 = 50, P2 = 38). (EN – évaluation nationale)

Au cours de la première période d’évaluation nationale, aucune tendance moyenne à l’échelle nationale ne laissait entendre que les poissons auraient pu être plus vieux ou plus jeunes dans les zones exposées comparativement à ceux dans les zones de référence, mais des différences significatives s’observaient lorsque les données étaient réparties par type d’habitat (figure 7). Au cours de la deuxième période d’évaluation nationale, une modification significative de la structure par âge a été relevée à l’échelle nationale, les poissons des zones exposées étant plus vieux. Cette modification était surtout attribuable au vieillissement observé de la structure par âge chez les poissons des zones exposées dans les deux types d’habitats les plus courants : les rivières et les lacs.

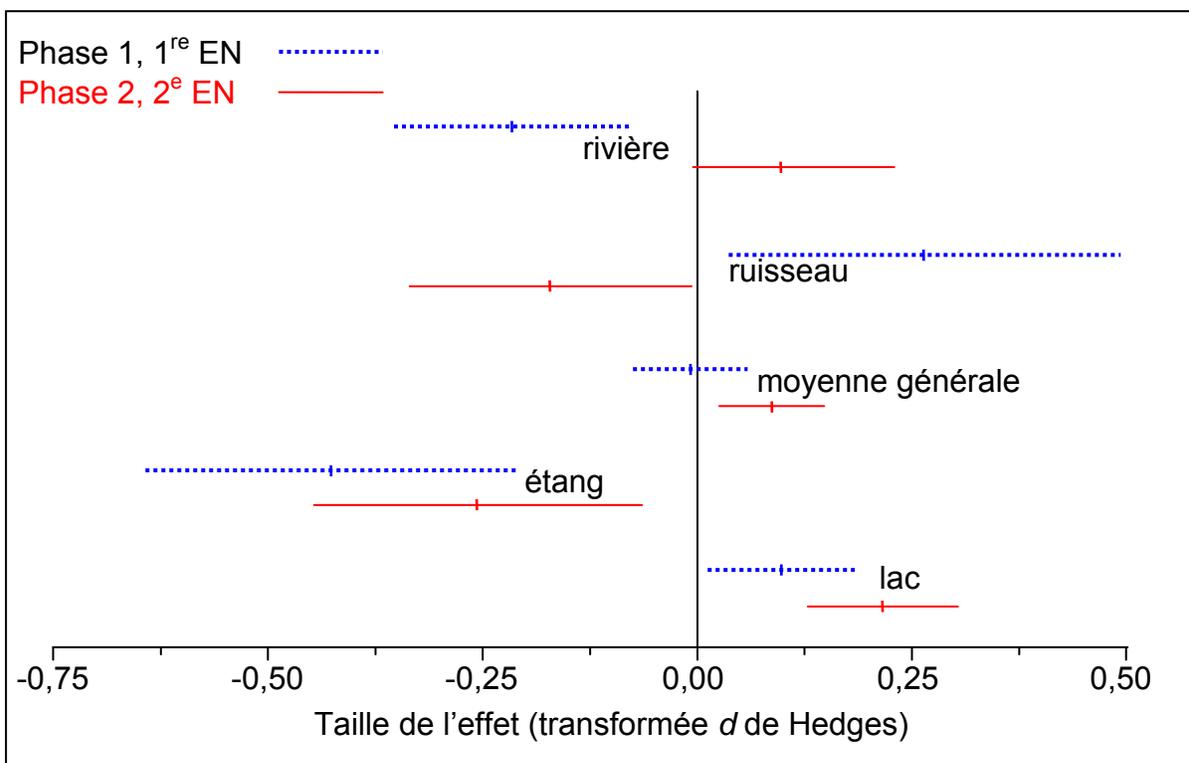


Figure 7. Âge des poissons par type d’habitat dans les études de phase 1 (P1) effectuées au cours de la première période d’évaluation nationale et dans les études de phase 2 (P2) effectuées au cours de la deuxième période d’évaluation nationale. Les barres d’erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : rivière (P1 = 18, P2 = 25), ruisseau (P1 = 6, P2 = 12), étang (P1 = 6, P2 = 8), lac (P1 = 56, P2 = 44). (EN – évaluation nationale)

La subdivision des mines de métaux selon le type de minerai a révélé des profils de réponse plus détaillés. Là encore, il est particulièrement intéressant de s’attarder à trois des critères dont les profils de réponse ont montré des variations au cours de la deuxième période d’évaluation : le poids selon l’âge, la taille relative des gonades et l’âge. Les deux catégories de type de minerai les plus courantes étaient les métaux précieux et les métaux communs. Au cours de la première période d’évaluation nationale, le poids selon l’âge des poissons dans les zones exposées présentait une diminution significative dans le sous-groupe des métaux précieux, mais une augmentation significative dans le sous-groupe des métaux communs (figure 8). Au cours de la deuxième période d’évaluation nationale, cependant, le profil du groupe des métaux précieux a montré une moindre diminution du poids selon l’âge, tandis que la diminution s’est creusée pour le groupe des métaux communs, ce qui a déplacé vers la gauche la moyenne générale. Ces profils, combinés aux diminutions observées du poids selon l’âge pour les sous-groupes de l’uranium et du minerai de fer, ont mené à la réduction, à l’échelle nationale, de la moyenne du poids selon l’âge au cours de la deuxième période d’évaluation nationale.

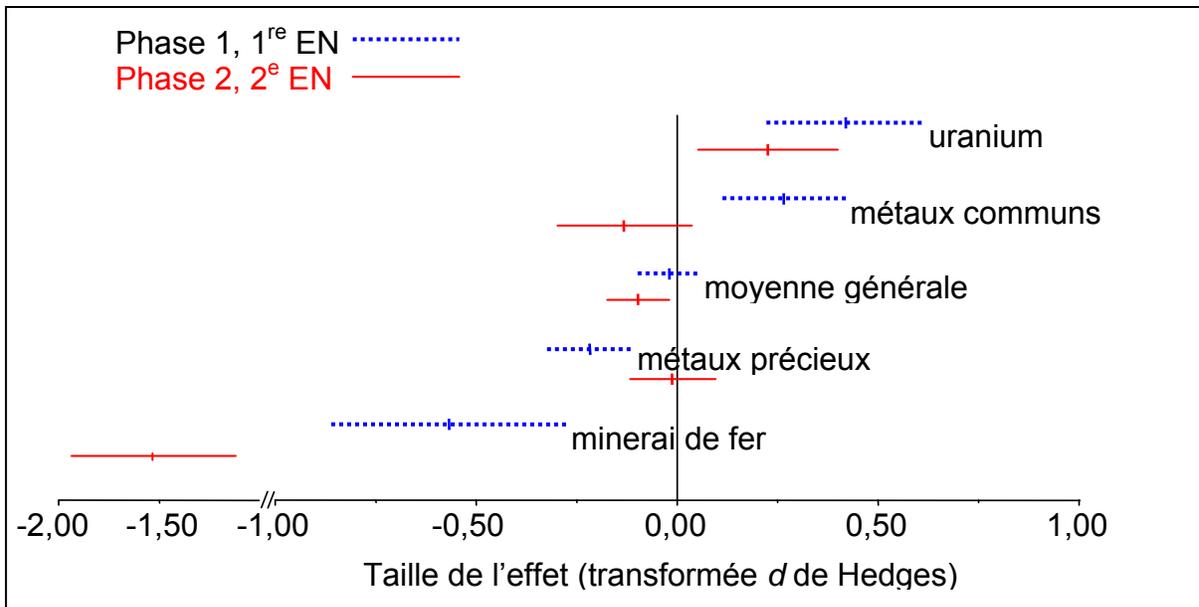


Figure 8. Poids selon l'âge des poissons par type de minerai dans les études de phase 1 (P1) effectuées au cours de la première période d'évaluation nationale et dans les études de phase 2 (P2) effectuées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : uranium (P1 = 10, P2 = 11), métaux communs (P1 = 18, P2 = 15), métaux précieux (P1 = 33, P2 = 31), minerai de fer (P1 = 6, P2 = 5). (EN – évaluation nationale)

Au cours de la première période d'évaluation nationale, le poids relatif des gonades n'était statistiquement significatif pour aucun des sous-groupes de types de minerais (figure 9). Au cours de la deuxième période, cependant, les profils des deux types de minerais les plus courants (métaux précieux et métaux communs) montrent des diminutions significatives, ce qui s'est traduit par une tendance à la baisse, à l'échelle nationale, de la moyenne du poids des gonades des poissons dans les zones exposées. Pour ce qui est du critère de l'âge, un glissement important vers des poissons plus vieux a été observé dans les zones exposées aux effluents des mines de métaux précieux au cours de la deuxième période d'évaluation nationale (figure 10). Ce glissement est un grand facteur du glissement de la moyenne nationale vers des poissons plus vieux dans les zones exposées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale, et du vieillissement de la structure par âge des poissons exposés aux effluents des mines d'uranium et, dans une moindre mesure, des poissons exposés aux effluents des mines de métaux communs.

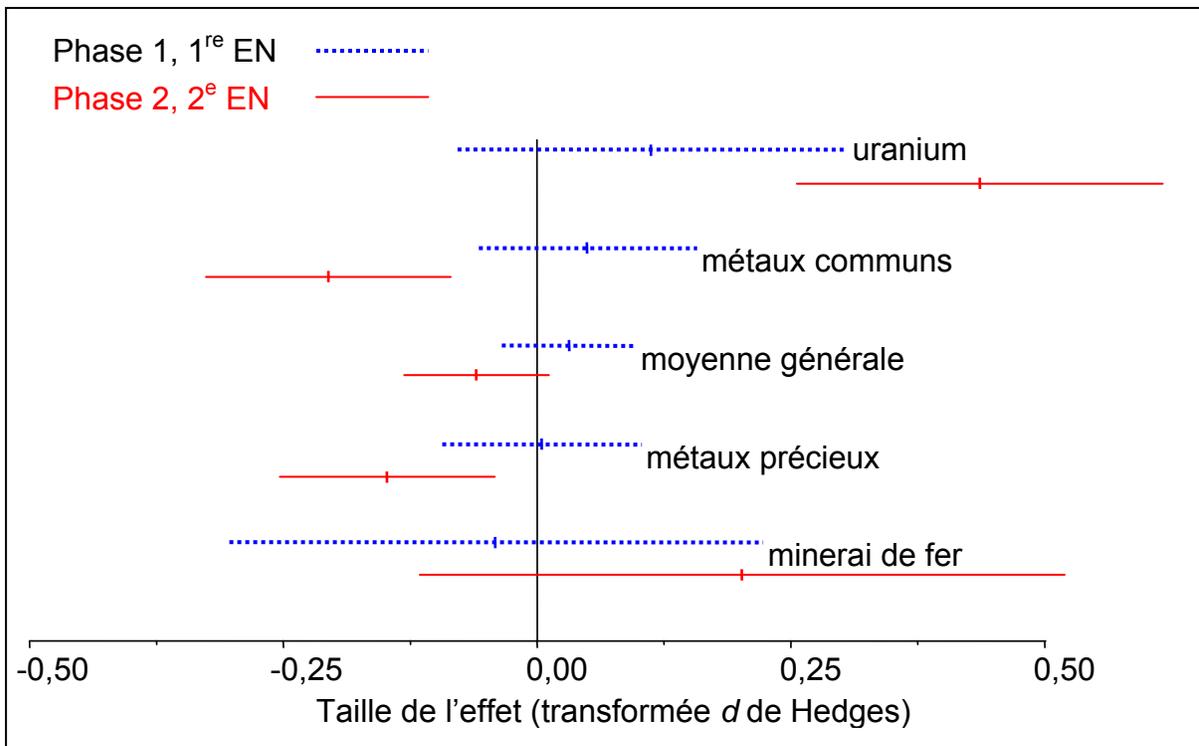


Figure 9. Poids relatif des gonades des poissons par type de minerai dans les études de phase 1 (P1) effectuées au cours de la première période d'évaluation nationale et dans les études de phase 2 (P2) effectuées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : uranium (P1 = 10, P2 = 11), métaux communs (P1 = 27, P2 = 24), métaux précieux (P1 = 36, P2 = 32), minerai de fer (P1 = 6, P2 = 3) (EN – évaluation nationale)

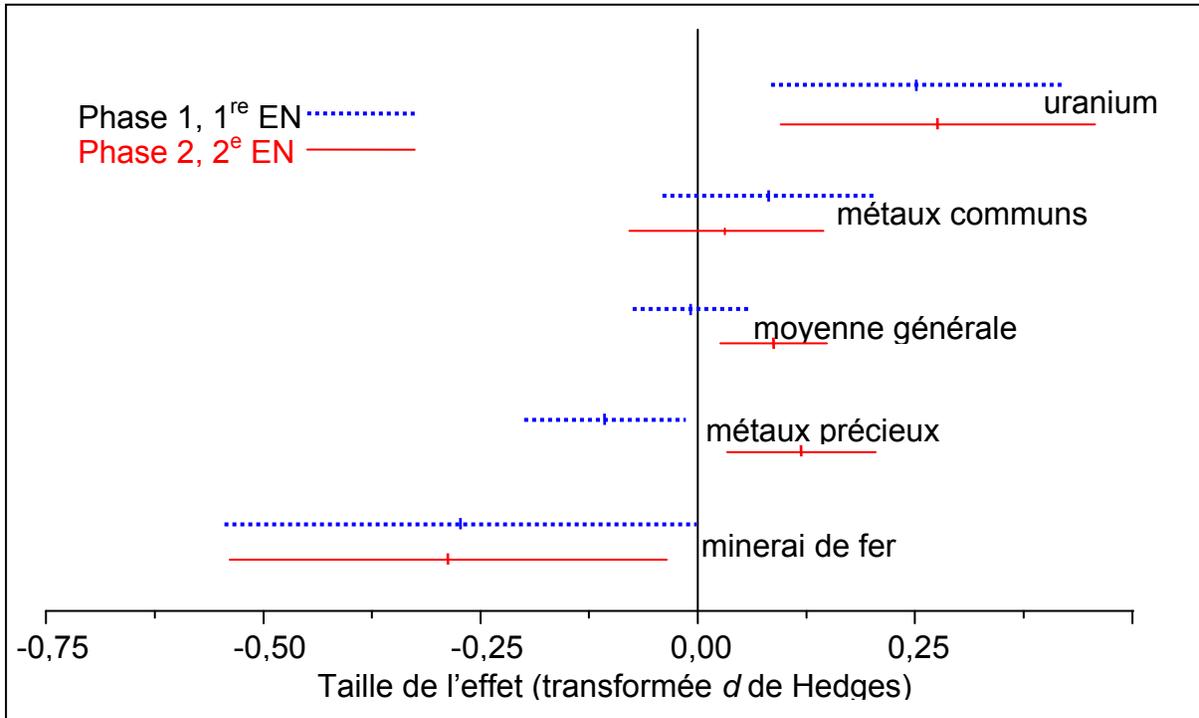


Figure 10. Âge des poissons par type de minéral dans les études de phase 1 (P1) effectuées au cours de la première période d'évaluation nationale et dans les études de phase 2 (P2) effectuées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : uranium (P1 = 13, P2 = 11), métaux communs (P1 = 23, P2 = 26), métaux précieux (P1 = 44, P2 = 47), minerai de fer (P1 = 6, P2 = 5). (EN – évaluation nationale)

5.0 Potentiel d'utilisation des ressources halieutiques : dosage du mercure dans les tissus des poissons

Comme le veut le REMM, les effets sur le potentiel d'utilisation des poissons sont évalués en mesurant les concentrations de mercure dans les tissus des poissons prélevés dans la zone exposée et dans la zone de référence. Les mines sont tenues de réaliser des analyses de tissus de poissons si la concentration de mercure total dans l'effluent est égale ou supérieure à 0,1 µg/L. Le *Guide technique de l'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux* (Environnement Canada, 2012) recommande de procéder aux analyses des tissus sur au moins huit échantillons (pour obtenir une puissance de 95 %) d'une même espèce dans la zone exposée et dans la zone de référence. Le REMM (annexe 5, article 1) définit ainsi un effet sur les tissus de poissons : « 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 ».

Au total, 18 mines de métaux ont effectué une analyse des tissus de poissons au cours de la deuxième phase de suivi, tandis que trois autres mines ont réalisé une telle analyse au cours de la première phase de suivi.

Un sommaire national des résultats des analyses des mesures du mercure dans les tissus de poissons est présenté à la figure 11. Une étude signale des concentrations de mercure dans les tissus de poissons supérieures à 0,45 µg/g (poids humide) dans la zone exposée (0,55 µg/g). Cependant, la même étude signalait une concentration de mercure de référence dans les tissus de poissons (1,45 µg/g) presque trois fois plus élevée que la concentration observée dans la zone exposée, ce qui laisse croire que les effluents de la mine ne sont possiblement pas la cause de l'effet sur les tissus des poissons qui a été observé au cours de l'étude. Toutes les autres études ont relevé, dans les tissus de poissons exposés aux effluents, des concentrations de mercure inférieures à 0,45 µg/g de mercure total.

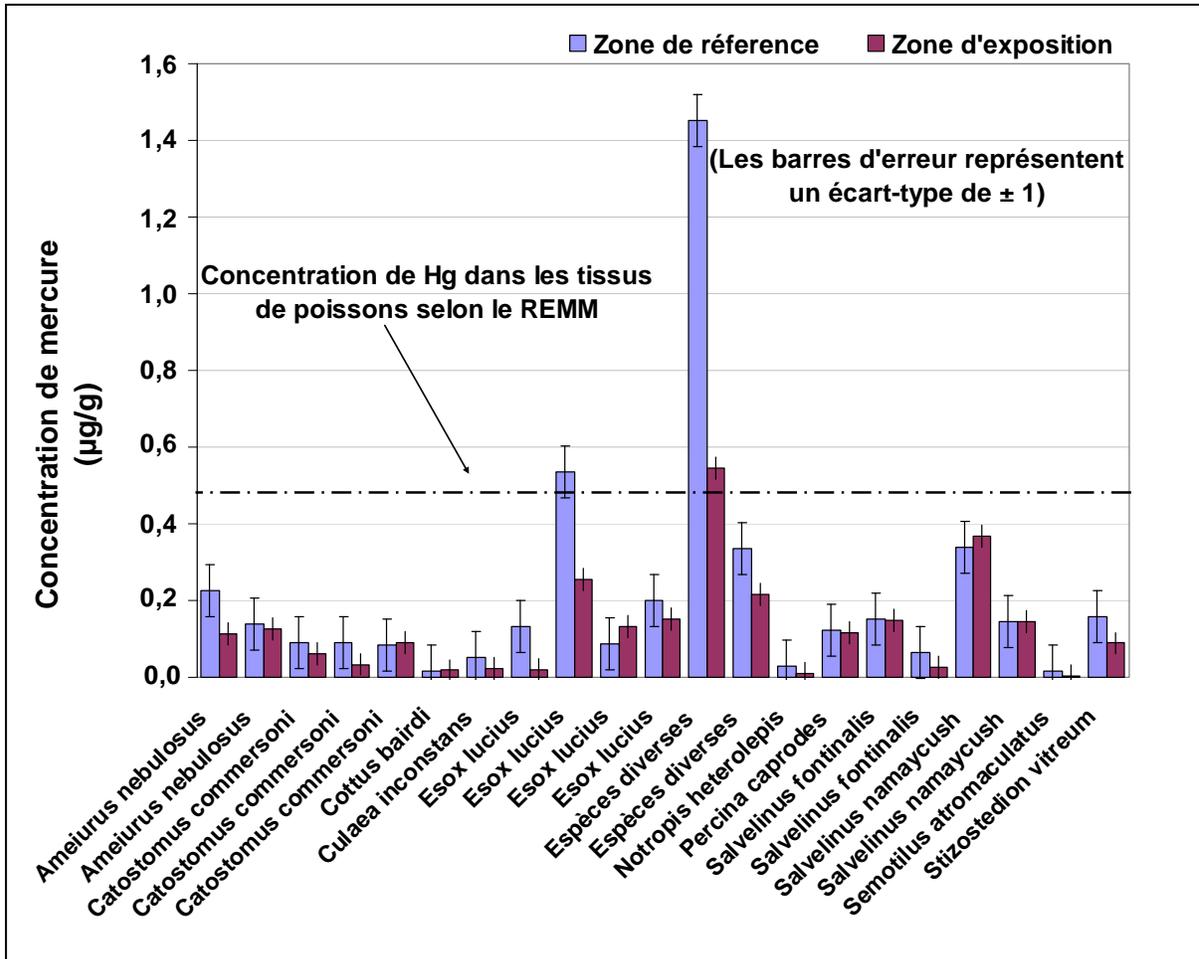


Figure 11. Sommaire national des dosages du mercure dans les tissus de poissons pour la deuxième période d'évaluation nationale. Chaque paire de barres représente une étude.

6.0 Étude des communautés d'invertébrés benthiques

Le troisième volet du Programme d'ESEE est l'étude des communautés d'invertébrés benthiques, qui évalue les impacts des effluents des mines de métaux sur l'habitat des poissons. L'étude des invertébrés benthiques apporte de l'information sur les ressources alimentaires aquatiques à la disposition des poissons et sur le degré de dégradation de l'habitat dû à la contamination physique et chimique. Les quatre critères qui servent à évaluer les changements dans les communautés d'invertébrés benthiques sont la densité totale, la richesse taxonomique (nombre de taxons), l'indice de régularité de Simpson et l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis. Dans cette évaluation nationale, les taxons ont été analysés au niveau de la famille (ou à un niveau supérieur, pour les quelques taxons signalés seulement à des niveaux taxonomiques plus élevés). Consulter Bowman et Bailey (1997), Bailey *et al.* (2001), Lenat et Resh

(2001) et Culp *et al.* (2003) pour des analyses plus approfondies sur le niveau de résolution taxonomique.

6.1 Traitement des données et méthodologie

Soixante-dix-huit mines ont réalisé une étude des communautés d'invertébrés benthiques, pour un total de 77 études (une étude a été réalisée conjointement par deux mines) au cours de la deuxième période d'évaluation nationale. Soixante-six études ont fourni suffisamment de données sous forme électronique pour les inclure dans l'évaluation nationale (tableau 4). Sur ces 66 études, 59 suivaient un plan contrôle-impact, et sept observaient un plan contrôle-impact multiple. Comme il est précisé à la section 3.1, les 66 études ont eu recours à un regroupement des stations d'échantillonnage, de sorte qu'il a été possible de procéder aux comparaisons entre la zone de référence et la zone fortement exposée à l'effluent (l'objet de la présente évaluation nationale) par analyse de variance. Trois mines ont effectué une étude conjointe à l'aide de l'approche des conditions de référence, une mine a eu recours à des substrats artificiels, et une autre a réalisé une étude faisant appel à un plan par gradient; ces études ont été exclues des analyses sommaires en raison des différences qu'elles comportent sur le plan des critères.

Tableau 4. Fréquence des études sur les communautés d'invertébrés benthiques effectuées par toutes les mines de métaux et fréquence des études incluses dans l'évaluation nationale, par type de plan et par phase d'étude

| Type de plan d'étude | Nombre d'études | | | Nombre d'études dans l'évaluation nationale | | |
|---|-----------------|-----------------|-------|---|---------|-----------------|
| | Phase 1 | Phase 2 | Total | Phase 1 | Phase 2 | Total |
| Plan contrôle-impact | 16 | 47 | 63 | 15 | 44 | 59 ^b |
| Plan contrôle-impact multiple | 0 | 10 ^a | 10 | 0 | 7 | 7 ^b |
| Plan par gradient | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Substrats artificiels | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Approche des conditions de référence | 0 | 3 ^c | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Total | 78 | | | 66 | | |

^a Ce nombre comprend une étude menée conjointement par deux mines.

^b Les données soumises pour ces études ont été analysées à l'aide des comparaisons entre la zone de référence et la zone fortement exposée par analyse de variance dans l'évaluation nationale.

^c Ces études ont été menées conjointement par trois mines, et les données ont été fournies séparément pour chaque mine.

6.2 Résumé de la taille des effets mesurés

La figure 12 présente les distributions et les plages des différences mesurées (en pourcentage) entre les zones exposées et les zones de référence pour la densité, la richesse taxonomique, l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis et l'indice de régularité de Simpson. Les différences mesurées sont ici les différences entre les moyennes pour les zones exposées et les zones de référence, exprimées en pourcentage de la moyenne pour les zones de référence. Comme il a été fait pour les poissons, afin de faciliter les comparaisons des mines en phase 2 au cours de la deuxième période d'évaluation nationale avec les mines en phase 1 au cours de la première période (c.-à-d. les mêmes mines pour les deux périodes), les résultats des mines en phase 1 et en phase 2 au cours de la deuxième période d'évaluation nationale sont indiqués séparément.

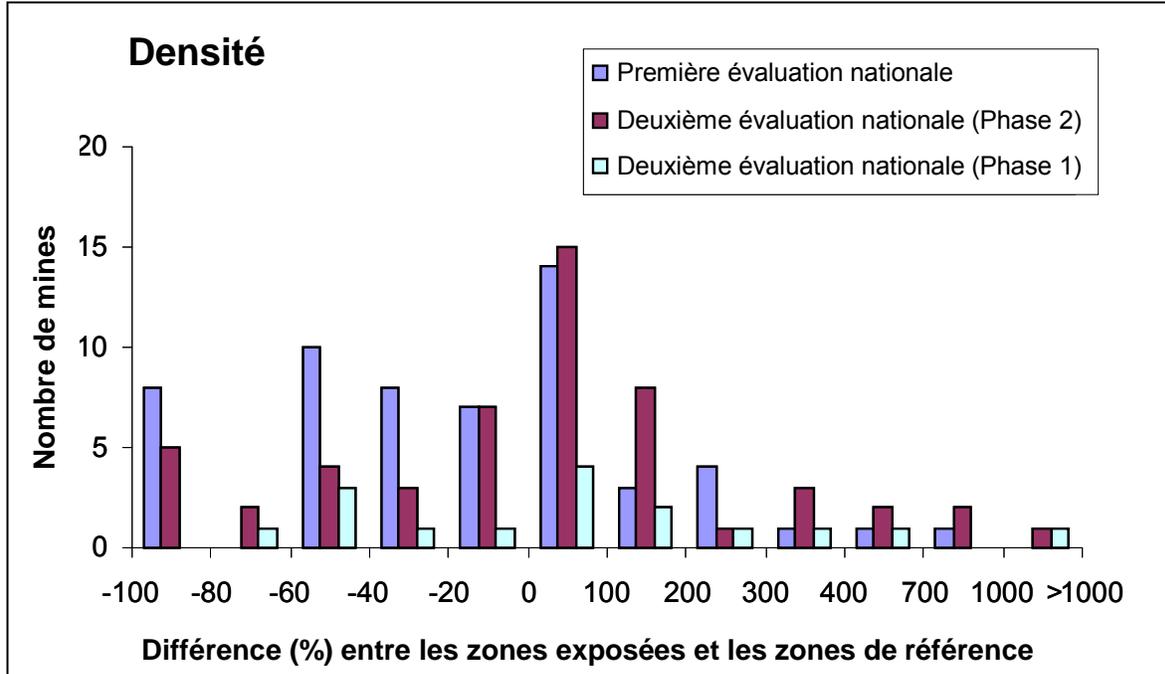


Figure 12a. Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre la densité des communautés d'invertébrés benthiques dans les zones exposées et leur densité dans les zones de référence

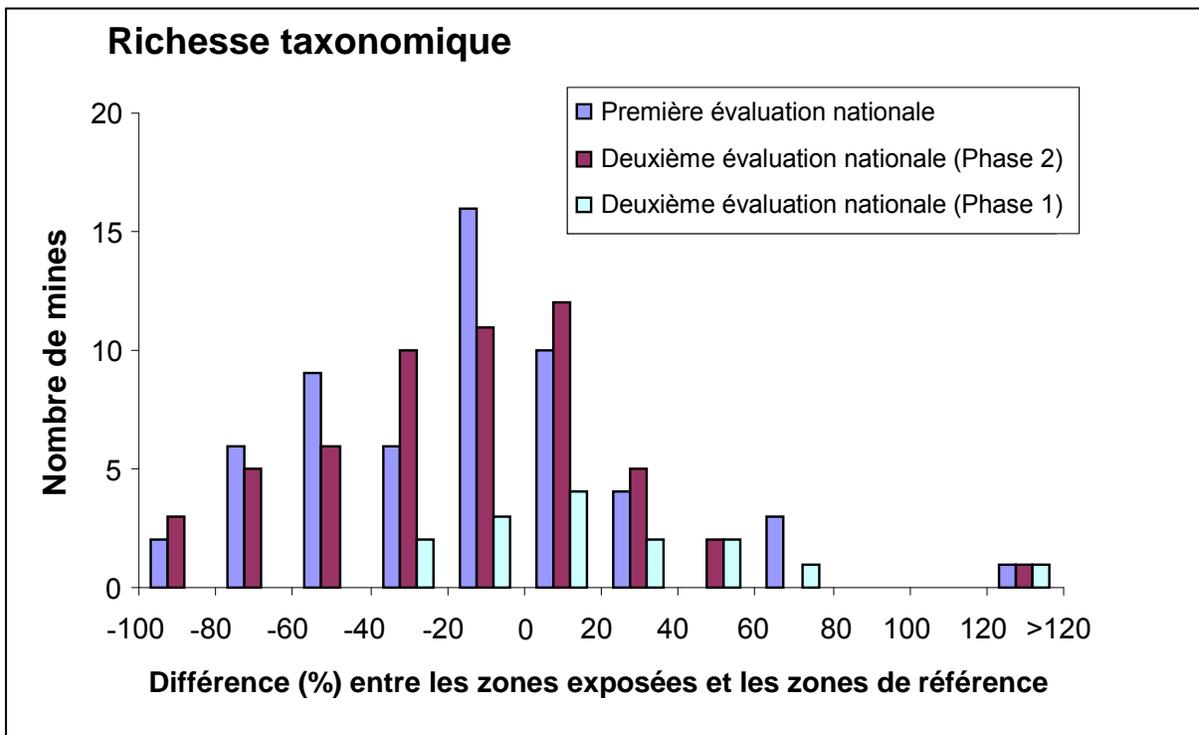


Figure 12b. Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre la richesse taxonomique des communautés d'invertébrés benthiques dans les zones exposées et leur richesse taxonomique dans les zones de référence

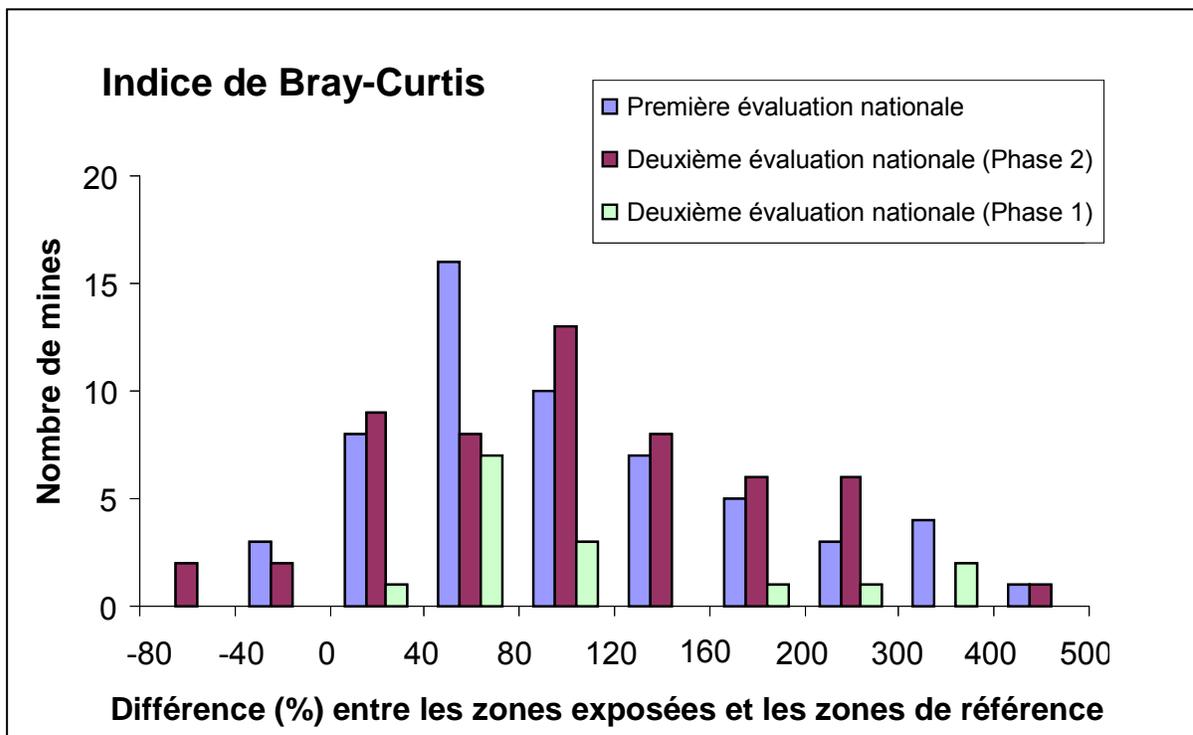


Figure 12c. Distribution des différences mesurées (en pourcentage) de l'indice de Bray-Curtis appliqué aux communautés d'invertébrés benthiques dans les zones exposées et dans les zones de référence

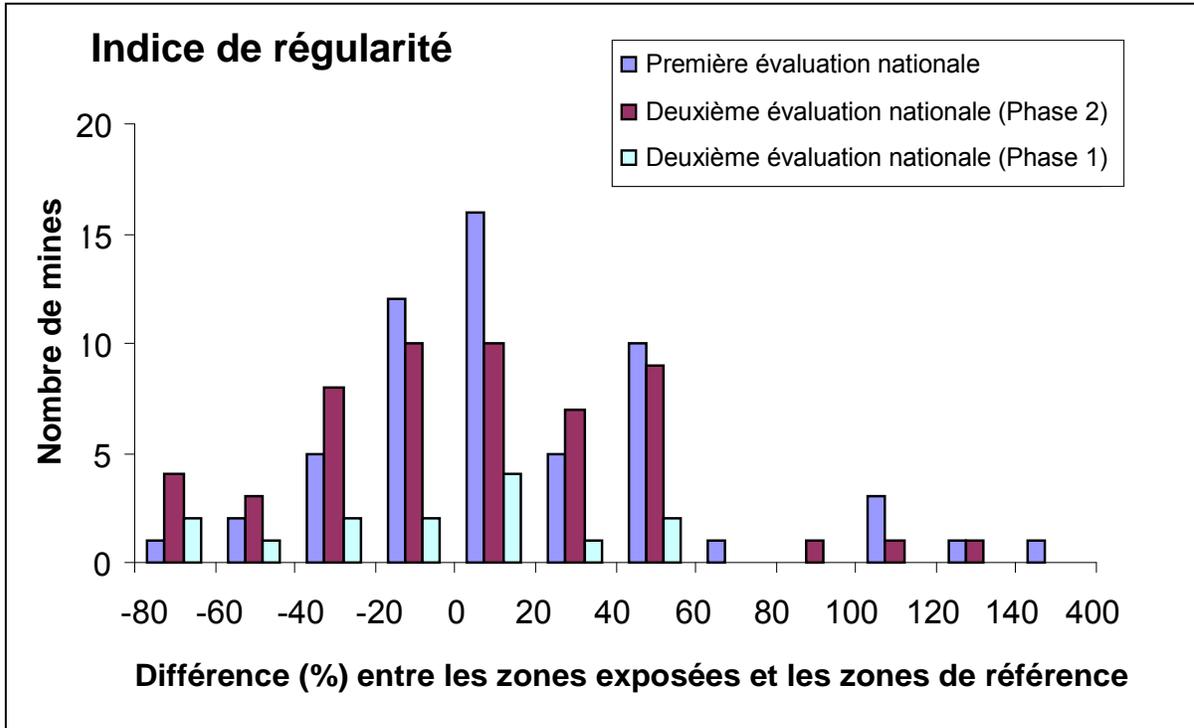


Figure 12d. Distribution des différences mesurées (en pourcentage) de l'indice de régularité appliqué aux communautés d'invertébrés benthiques dans les zones exposées et dans les zones de référence

Dans les deux évaluations nationales, la densité est habituellement le critère qui présente la plus grande plage d'effets mesurés (Lowell *et al.*, 2003, 2005) ainsi que la plage la plus extrême (de -99 % à 1070 % au cours de la première période d'évaluation nationale et de -99 % à 5484 % pour les mines en phase 2 au cours de la deuxième période d'évaluation; figure 12a). Les effets sur la richesse taxonomique variaient entre -85 % et 125 % au cours de la première période d'évaluation nationale et entre -92 % et 163 % pour les mines en phase 2 au cours de la deuxième période d'évaluation nationale. En ce qui concerne l'indice de Bray-Curtis, la majeure partie des mines se trouvaient dans la plage de 0 % à 400 %. Quant à l'indice de régularité de Simpson, la plupart des mines se sont trouvées dans la plage de -60 % à 60 %. Il est à noter que, en raison de la méthode de calcul employée, les effets mesurés sur l'indice de Bray-Curtis se présentent généralement sous forme de valeurs positives. Les quelques valeurs négatives associées à ce paramètre résultent de distributions inhabituelles des données.

Mises à part les indications à la section 6.3, des distributions semblables des effets ont été observées pour les trois catégories de mines de la figure 12. Pour les mines en phase 1 au cours de la deuxième période d'évaluation nationale (mines nouvellement réglementées), le profil de la richesse taxonomique s'est trouvé davantage sur la droite. En raison de la petite taille de

l'échantillon, cependant, il est probablement trop tôt pour déterminer si cette tendance apparente est probante.

La figure 13 indique le nombre de mines qui ont mesuré des différences statistiquement significatives (un effet) ou non significatives dans les moyennes pour chacun des quatre critères. Les mines qui ont eu un effet sont divisées en deux groupes : celles dont l'effet était inférieur au seuil critique d'effet (SCE) de ± 2 écarts-types (± 2 ET) par rapport à la moyenne de référence, et celles dont l'effet était égal ou supérieur au SCE de ± 2 ET. Des tendances similaires en matière de résultats ont été observées entre la première et la deuxième évaluation nationale, dans lesquelles l'indice de Bray-Curtis était le plus sensible des quatre critères liés aux invertébrés benthiques (Lowell *et al.*, 2003, 2005; Tessier *et al.*, 2009) et présentait, le plus souvent, des effets égaux ou supérieurs au SCE. Par comparaison, un plus grand nombre de mines n'ont mesuré aucune différence significative pour les trois autres critères au cours des deux évaluations. En ce qui concerne la densité, la richesse taxonomique et l'indice de régularité, un pourcentage semblable de mines ont mesuré des différences statistiquement non significatives. Plus particulièrement, 60 % des mines de la première évaluation nationale et 63 % de la deuxième ont mesuré des différences non significatives en matière de densité. Par ailleurs, les pourcentages de différences non significatives pour la richesse taxonomique ont été de 58 % dans la première évaluation nationale et de 63 % dans la deuxième. Pour l'indice de régularité, ils ont été respectivement de 77 % et de 74 %.

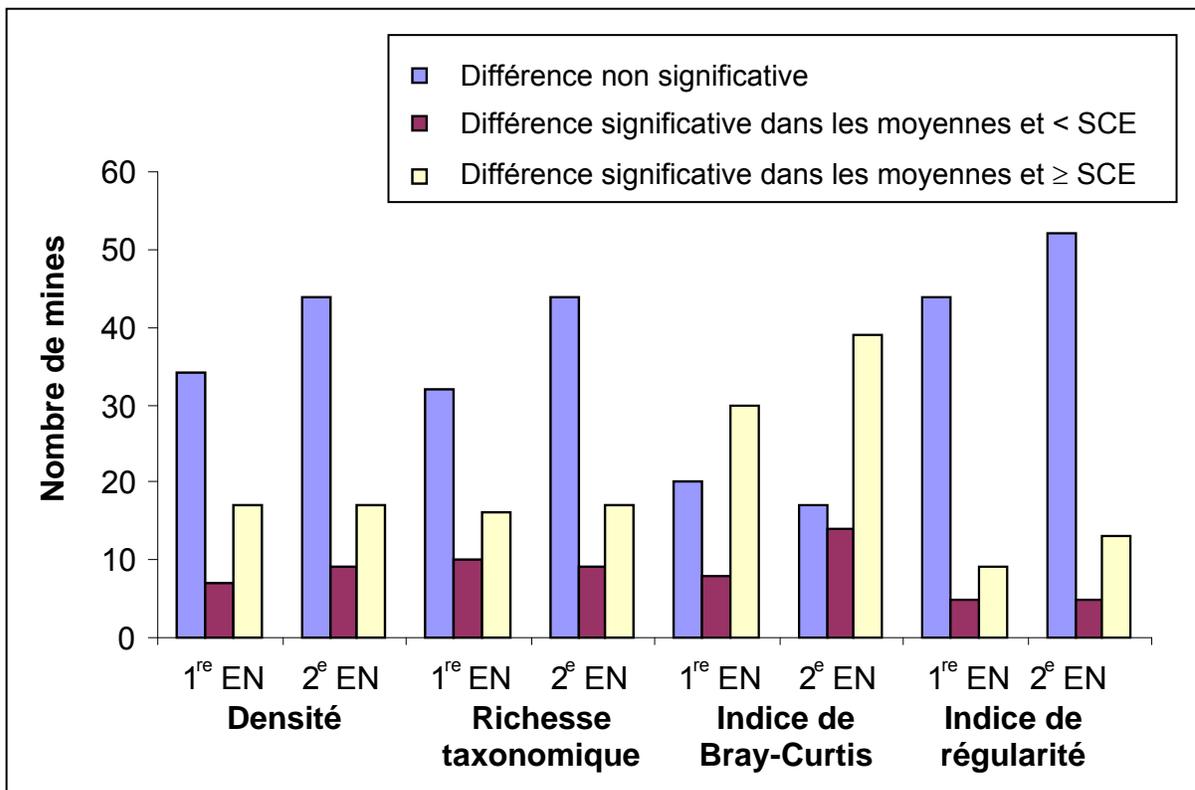


Figure 13. Nombre de mines métaux présentant des différences significatives et non significatives au cours de la première et de la deuxième (phases 1 et 2) période d'évaluation nationale pour les critères relatifs aux communautés d'invertébrés benthiques. (EN – évaluation nationale)

6.3 Profils de réponse – Moyennes nationales

À l'échelle nationale, au cours de la première période d'évaluation nationale, on a noté chez les invertébrés benthiques des changements significatifs dans les zones exposées aux effluents pour les quatre critères mesurés (figure 14). En moyenne, la densité et la richesse taxonomique étaient réduites dans les zones exposées par rapport aux zones de référence, ce qui signale des effets inhibiteurs généralisés chez les invertébrés benthiques exposés aux effluents. Comme c'est le cas pour la moyenne générale des réponses observées chez les poissons, ces effets inhibiteurs peuvent avoir des causes diverses, dont la toxicité directe ou l'altération de l'habitat (Lowell *et al.*, 1995, 2000, 2003). Du fait de son mode de calcul, l'indice de Bray-Curtis mesure les effets sous forme de valeurs positives. On sait que cet indice est le plus sensible des quatre critères mesurés ici (Lowell *et al.*, 2003; voir aussi la figure 13), et il a montré des différences significatives dans la structure des communautés dans les zones exposées aux effluents. L'indice de régularité de Simpson a également fait ressortir des changements significatifs dans la structure des communautés d'invertébrés benthiques exposées aux effluents.

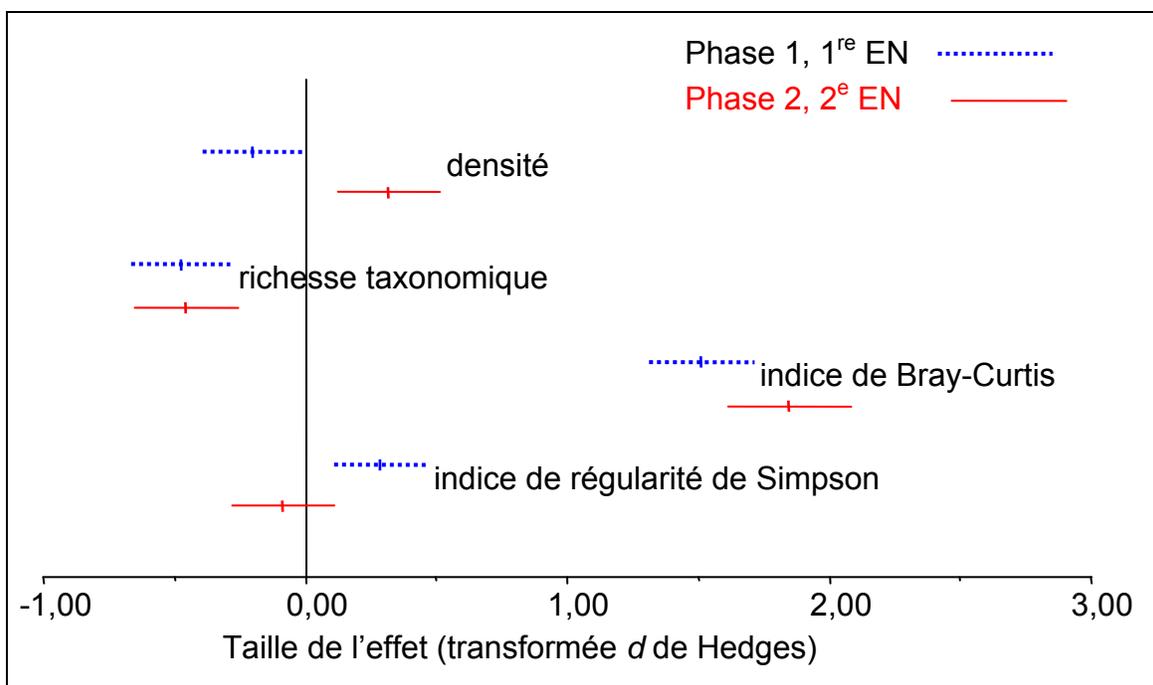


Figure 14. Moyenne nationale des effets des mines de métaux sur les invertébrés benthiques dans les études de phase 1 (P1) effectuées au cours de la première période d'évaluation nationale et dans les études de phase 2 (P2) effectuées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de mines : (P1 = 57, P2 = 50). (EN – évaluation nationale)

La comparaison des résultats montre une réduction significative soutenue de la richesse taxonomique dans les deux périodes d'évaluation nationale, et une augmentation de la densité et de l'indice de Bray-Curtis dans la deuxième période. Les valeurs liées à l'indice de régularité indiquaient des réponses plus variées et chevauchaient la ligne d'effet nul au cours de la deuxième période d'évaluation nationale (figure 14).

Comme dans le cas des poissons (section 4.3), le profil moyen national de réponse des invertébrés benthiques exposés aux effluents des mines de métaux différait notablement des profils de réponse qui ont été observés de façon répétée chez les invertébrés benthiques exposés aux effluents des fabriques de pâtes et papiers (Lowell *et al.*, 2003, 2004, 2005). En général, ces fabriques ont un effet stimulateur plus net, avec augmentation de la richesse taxonomique dans les zones exposées comparativement à ce qui a été observé pour les mines de métaux au cours des deux périodes d'évaluation nationale. Pour les fabriques de pâtes et papiers, les plus grandes différences des critères entre les zones exposées et les zones de référence qui ont modelé les profils de réponse moyens à l'échelle nationale découlent de l'eutrophisation provoquée par l'apport de nutriments (Chambers *et al.*, 2000; Culp *et al.*, 2000; Lowell *et al.*, 1995, 2000). Ces effets stimulateurs généralisés de l'exposition aux effluents des fabriques de pâtes et papiers se distinguent des effets plutôt inhibiteurs de l'exposition aux effluents des mines de métaux.

6.4 Profils de réponse – Autres méta-analyses

À l'exemple de ce qui a été fait pour les poissons, il est possible de mieux comprendre les profils de réponse des invertébrés benthiques en subdivisant les séries de données des méta-analyses en sous-groupes. Dans la première évaluation nationale (Lowell *et al.*, 2008), les méta-analyses étaient subdivisées selon l'habitat et le type de minerai. Il est particulièrement intéressant de regarder de plus près le critère de densité dont le profil de réponse a présenté la variation la plus marquée au cours de la deuxième période d'évaluation.

Au cours de la première période d'évaluation nationale, la répartition des analyses selon le type d'habitat a révélé que la densité des invertébrés benthiques était significativement réduite dans les habitats de lac et de ruisseau recevant des effluents (figure 15), quoique la taille de l'échantillon fût petite dans le cas des ruisseaux. Au cours de la deuxième période d'évaluation nationale, cependant, les profils de densité montrent une augmentation pour tous les types d'habitats, sauf pour les zones d'érosion des rivières.

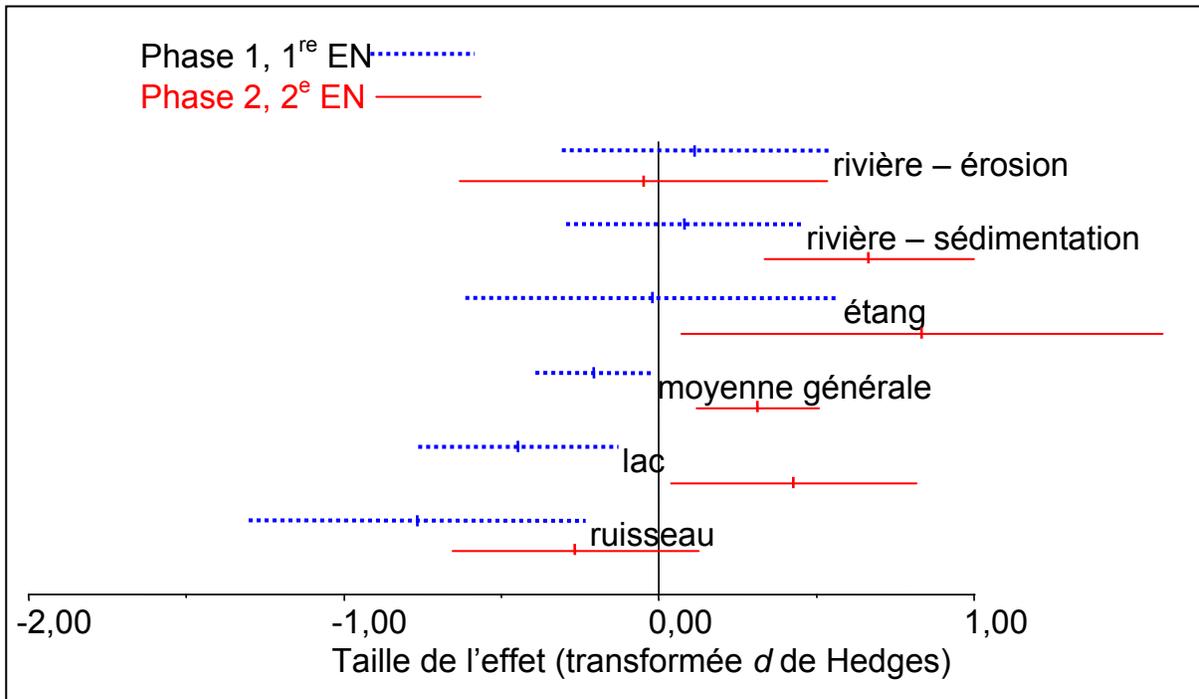


Figure 15. Densité des invertébrés benthiques par type d'habitat dans les études de phase 1 (P1) effectuées au cours de la première période d'évaluation nationale et dans les études de phase 2 (P2) effectuées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de mines de métaux : rivière - érosion (P1 = 12, P2 = 5), rivière - sédimentation (P1 = 13, P2 = 16), étang (P1 = 5, P2 = 3), lac (P1 = 20, P2 = 16), ruisseau (P1 = 7, P2 = 10). (EN - évaluation nationale)

On a aussi observé des profils de réponse plus détaillés en subdivisant les analyses des invertébrés benthiques selon le type de minerai, les deux types les plus courants étant les métaux précieux et les métaux communs. Au cours de la première période d'évaluation nationale, la densité était significativement réduite pour les mines de minerai de fer, mais la taille de l'échantillon était petite (figure 16). Il faut noter que la réduction significative de la moyenne générale nationale pour la densité a aussi été influencée par un échantillon plus grand de mines de métaux précieux affichant une réduction de la densité, même si le groupe des métaux précieux n'était pas statistiquement significatif dans son ensemble. Au cours de la deuxième période d'évaluation nationale, le profil de densité a montré une augmentation pour tous les types de minerais.

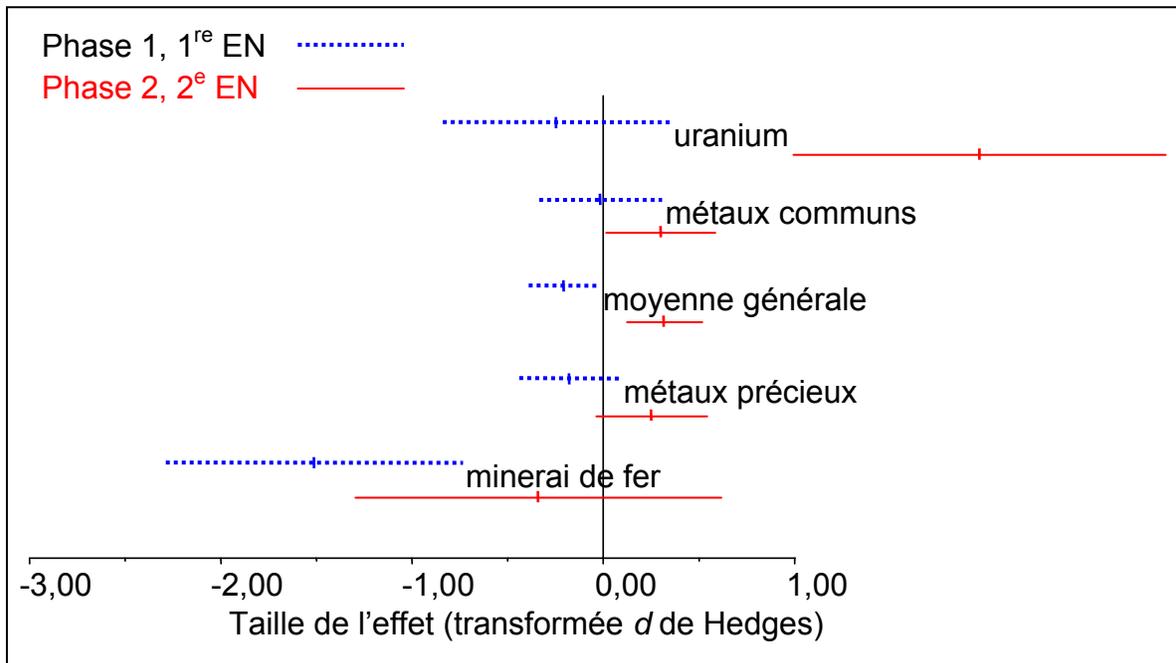


Figure 16. Densité des invertébrés benthiques par type de minerai dans les études de phase 1 (P1) effectuées au cours de la première période d'évaluation nationale et dans les études de phase 2 (P2) effectuées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de mines de métaux : uranium (P1 = 6, P2 = 3), métaux communs (P1 = 20, P2 = 22), métaux précieux (P1 = 27, P2 = 24), minerai de fer (P1 = 4, P2 = 2). (EN – évaluation nationale)

6.5 Influence du débit des effluents

Une des hypothèses avancées pour expliquer les hausses de la densité observées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale est qu'il s'agirait d'une réponse à l'intensification des activités minières au cours des dernières années, laquelle se serait traduite par des hausses du débit des effluents des mines, ce qui aurait mené à l'accroissement des effets d'enrichissement en nutriments. Pour déterminer si ce facteur peut bel et bien avoir causé une variation du profil de réponse, l'influence qu'exerce le débit des effluents sur l'ampleur des effets liés à la densité et à la richesse taxonomique a été examinée au moyen d'une combinaison d'analyses de régression et de méta-analyses.

Pour chaque mine comprise dans les méta-analyses, le débit total annuel des effluents a été extrait de la base de données sur les mines de métaux pour l'année d'échantillonnage des invertébrés benthiques au cours des deux périodes d'évaluation nationale. Pour corriger les résultats de façon à tenir compte des très grandes différences de débit des effluents entre les mines, la fluctuation du débit des effluents entre la première et la deuxième période d'évaluation nationale a été calculée sous forme de rapport ([deuxième période d'évaluation nationale moins première période d'évaluation nationale] divisé par

première période d'évaluation nationale). Le paramètre calculé ainsi rend compte du changement dans le débit des effluents, exprimé comme une proportion du débit au cours de la première période d'évaluation nationale. Il a aussi été appliqué à l'année qui a précédé l'échantillonnage des invertébrés benthiques (pour tenir compte des possibles effets d'un décalage, c'est-à-dire d'effets différés), mais les résultats ont été les mêmes; par conséquent, les résultats pour une même année sont indiqués ici.

De plus, pour chaque mine comprise dans les analyses, l'augmentation ou la diminution de l'ampleur des effets sur la densité et la richesse taxonomique ont été calculées au moyen des tailles normalisées des effets (valeurs transformées d de Hedges calculées au cours des méta-analyses). Le changement dans l'ampleur des effets, de la première à la deuxième période d'évaluation nationale, a été calculé sous forme de différence (deuxième période d'évaluation nationale moins première période d'évaluation nationale).

L'examen des figures 17 et 18 indique qu'il n'y a pas eu d'augmentation globale du débit des effluents entre la première et la deuxième période d'évaluation nationale. Ainsi, il y a plus de points du côté gauche des figures que du côté droit, ce qui indique que davantage de mines ont mesuré des diminutions du débit des effluents plutôt que des augmentations au cours de la deuxième période d'évaluation nationale. Il est à noter que chacun des points des figures suivantes représente une étude sur une mine.

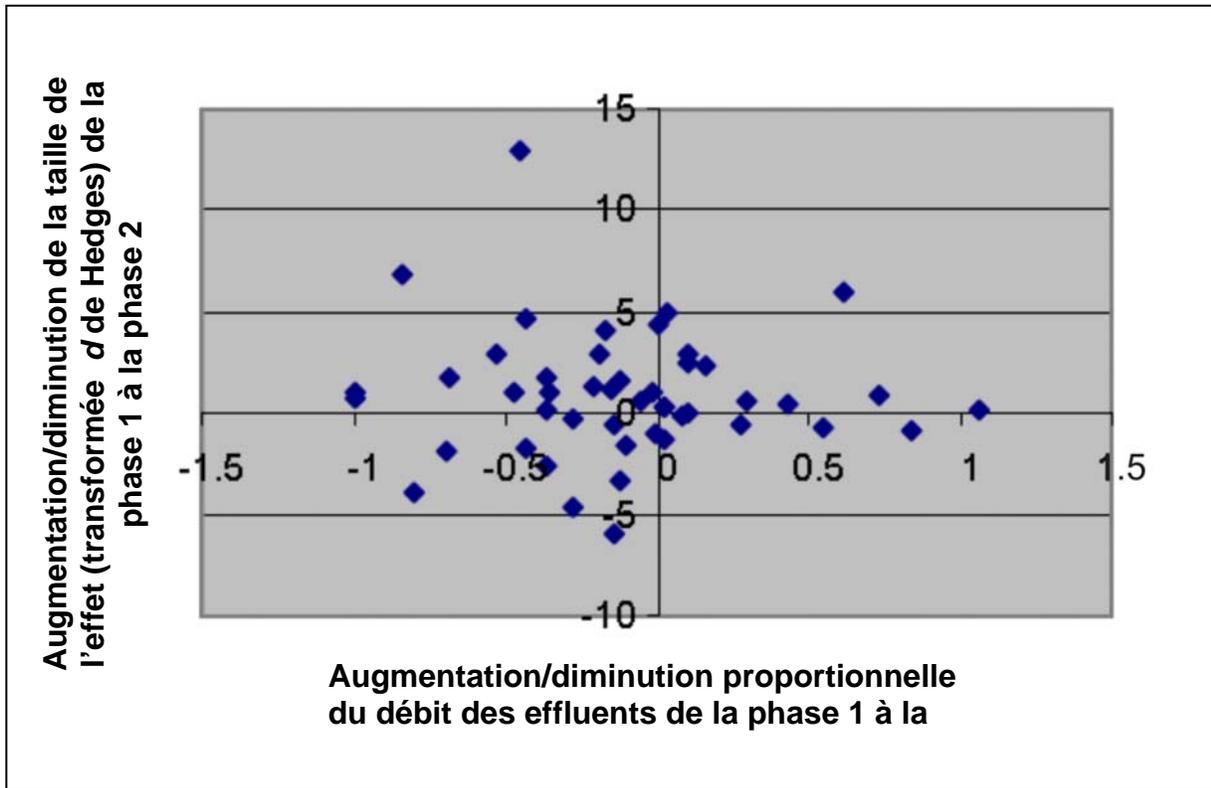


Figure 17. Changements dans la densité par rapport au débit des effluents, des études de phase 1 effectuées au cours de la première période d'évaluation nationale aux études de phase 2 effectuées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale

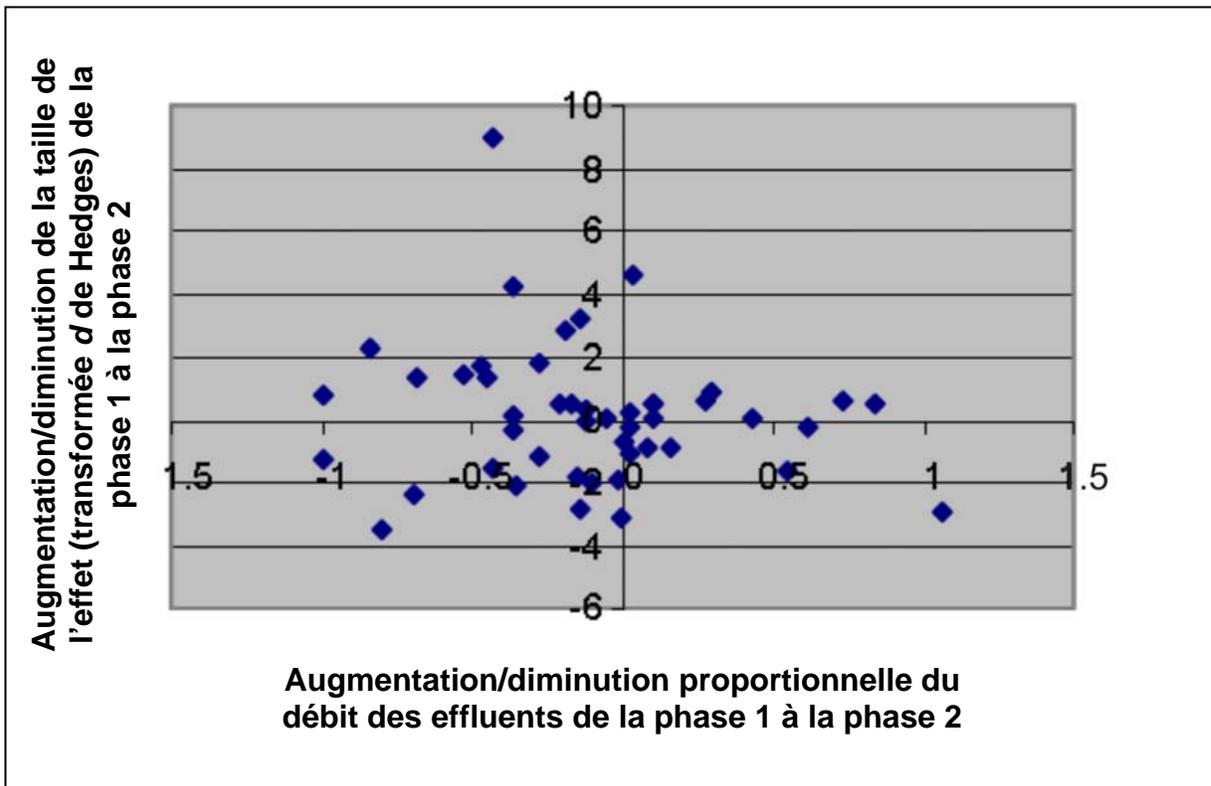


Figure 18. Changements dans la richesse taxonomique par rapport au débit des effluents, des études de phase 1 effectuées au cours de la première période d'évaluation nationale aux études de phase 2 effectuées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale

En outre, si l'hypothèse était confirmée que les augmentations de la densité observées au cours de la deuxième période d'évaluation nationale ont été causées par des augmentations du débit des effluents, il serait raisonnable de s'attendre à une pente positive à la figure 17. Il n'y a cependant aucune pente positive, et la corrélation est très faible ($r = -0,048$, $p > 0,5$). On peut donc conclure que, globalement, les changements dans le débit des effluents n'ont pas influé de façon marquée sur les changements dans l'ampleur et le profil des effets en ce qui concerne la densité. Il est cependant faux de prétendre que le débit des effluents n'a eu aucune incidence. En effet, pour certaines mines, les diminutions du débit des effluents ont été associées à de grandes diminutions ou à de grandes augmentations de la densité (plus grande plage de changements des effets du côté gauche de la figure 17). Fait intéressant, seule une grande augmentation du débit des effluents a été associée à un changement prononcé dans la densité (plage de changements des effets essentiellement plus étroite du côté droit de la figure 17). Le débit des effluents n'est probablement que l'un des nombreux facteurs qui peuvent agir sur l'ampleur et le profil des effets.

Les résultats pour la richesse taxonomique correspondaient à ceux de la densité (figure 18). Il n'y a pratiquement aucune pente positive (ou négative), et

la corrélation est très faible ($r = -0,142$, $p > 0,2$). On peut donc conclure que, globalement, les changements dans le débit des effluents n'ont pas influé non plus de façon marquée sur les changements dans l'ampleur et le profil des effets sur la richesse taxonomique. Et, comme pour la densité, la plupart des changements importants dans la richesse taxonomique ont été associés à des diminutions et non à des augmentations du débit des effluents.

7.0 Essais de toxicité sublétales

7.1 Introduction

En plus du suivi des critères relatifs aux poissons, aux tissus de poissons et aux invertébrés benthiques, les mines de métaux sont tenues de réaliser des essais de toxicité sublétales sur l'effluent prélevé au point de rejet final ayant le plus grand risque d'avoir des répercussions néfastes sur l'environnement. Les mines réalisent une batterie d'essais de toxicité sublétales deux fois par an pendant trois ans, et une fois par an après la troisième année, ce qui comprend un essai sur le développement des poissons aux premiers stades de vie, un essai sur la reproduction des invertébrés et des essais d'inhibition de la croissance des plantes et des algues. Les essais de toxicité sublétales sont une composante du suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux qui comprend des méthodes d'essai prévues à l'annexe 5 du REMM (voir aussi Environnement Canada, 2012).

Aux fins de la présente évaluation nationale, les résultats des essais de toxicité sublétales sont utilisés pour mesurer les changements dans la qualité des effluents au fil du temps et pour comparer la qualité des effluents entre les types de mines. En fonction de chaque site, les données sur la toxicité sublétales peuvent également servir à comprendre et à estimer la contribution relative de l'effluent d'une mine, en présence de rejets multiples, aux effets observés dans le milieu récepteur (voir aussi Taylor *et al.*, 2010).

Le paramètre utilisé pour mesurer la qualité des effluents dans les milieux d'eau douce est habituellement la concentration inhibitrice 25 % (CI_{25}), soit la concentration entraînant une performance (croissance, reproduction, etc.) inférieure de 25 % à celle des organismes témoins. Au cours d'un essai en milieu d'eau douce, si l'effluent non dilué n'a pas causé d'inhibition à 25 %, le paramètre est associé à une concentration supérieure à 100 %. Pour l'essai de viabilité des embryons de la truite arc-en-ciel, le paramètre est la concentration effective 25 % (CE_{25}), soit la concentration d'effluents estimée avoir un effet sur 25 % des organismes examinés par comparaison aux organismes témoins.

7.2 Aperçu des données de toxicité sublétales présentées aux phases 1 et 2

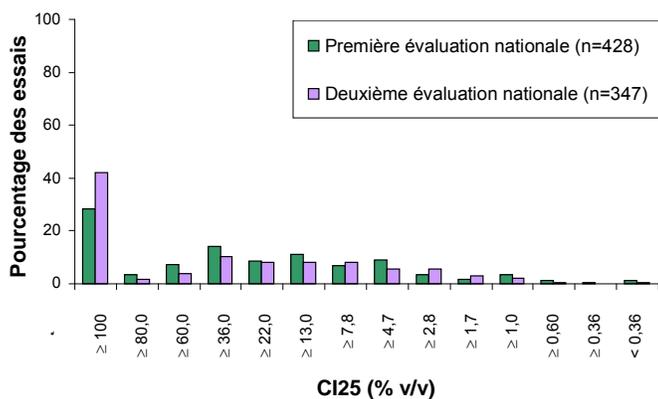
L'évaluation des données de toxicité sublétales a été réalisée en analysant et en comparant, à l'échelle nationale, les données présentées au cours de deux périodes : de 2003 à 2005 (première période d'évaluation nationale) et de 2006 à 2008 (deuxième période d'évaluation nationale). La première période comprend des données issues d'un total de 1648 résultats d'essais obtenus de 78 mines de métaux, et la deuxième, les données de 1657 résultats d'essais de 99 mines de métaux. Il est à noter qu'environ 65 % de ces 99 mines effectuaient leurs études de phase 2; elles avaient donc également présenté des données en 2003-2005, qui représentaient l'ensemble de données pour la première évaluation nationale.

Dans chacune des deux périodes d'évaluation nationale, une seule mine de métaux rejetant ses effluents en milieu marin a présenté des données d'essais de toxicité sublétales. Ces données ont été exclues des analyses à l'échelle nationale. La plupart des mines de métaux ont réalisé les essais sur le développement des poissons aux premiers stades de vie sur le méné à grosse tête, mais les mines situées à l'ouest des Rocheuses ont utilisé la truite arc-en-ciel. L'essai sur la reproduction des invertébrés a été réalisé sur la puce d'eau *Ceriodaphnia dubia*, et les essais sur l'inhibition de la croissance ont été réalisés sur l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata* (fondés sur le rendement des cellules) et le macrophyte *Lemna minor* (fondés sur le nombre de frondes et le poids sec des frondes).

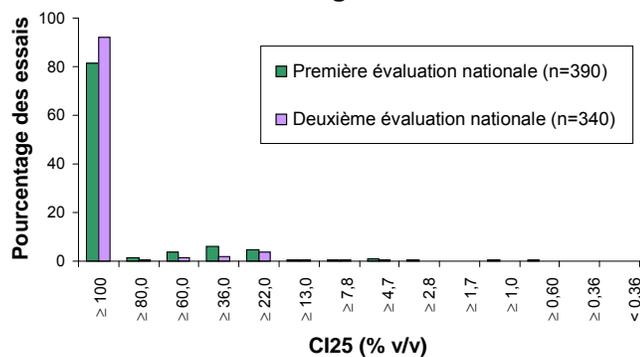
7.3 Suivi des changements dans la qualité des effluents entre les phases

Des paramètres de toxicité sublétales peuvent servir à comparer la qualité des effluents au cours de différentes périodes. Des comparaisons entre les résultats des deux périodes d'évaluation nationale ont été établies en ce qui concerne les distributions des paramètres pour les mines de métaux canadiennes qui rejettent leurs effluents dans des milieux d'eau douce (figures 19 et 20). Pour chaque essai, toutes les CI_{25} , ou les CE_{25} le cas échéant, ont été compilées, et le pourcentage d'essais se trouvant dans chaque plage de catégorie définie de concentration des effluents ($\geq 100\%$, $< 100\%$ à $\geq 80\%$, $< 80\%$ à $\geq 60\%$, $< 60\%$ à $\geq 36\%$) a été calculé. Par exemple, la figure 19a illustre les résultats des essais de toxicité sublétales effectués sur *C. dubia* au cours des deux périodes d'évaluation nationale. Les barres verticales indiquent le pourcentage d'essais réalisés dans chaque période d'évaluation nationale où *C. dubia* a présenté une diminution de 25 % d'une fonction en présence d'une concentration seuil d'effluent. Un plus grand pourcentage d'essais réalisés au cours de la deuxième période (42 %) a montré cet effet à des concentrations égales ou supérieures à 100 % des effluents, par rapport aux essais réalisés au cours de la première période (28 %).

A. *Ceriodaphnia dubia*



B. Méné à grosse tête



C. Truite arc-en-ciel

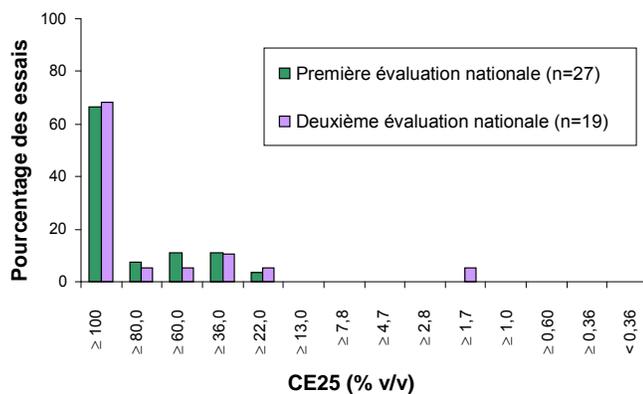


Figure 19. Comparaison de la toxicité sublétales des effluents des mines de métaux pour un invertébré (*C. dubia*) et deux poissons (méné à grosse tête et truite arc-en-ciel) d'eau douce

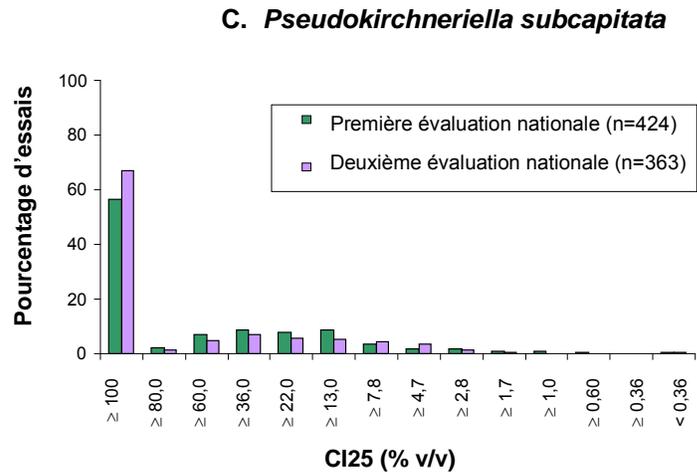
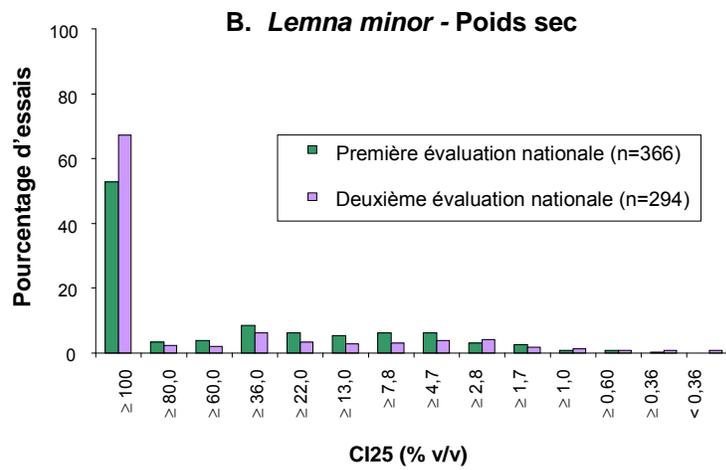
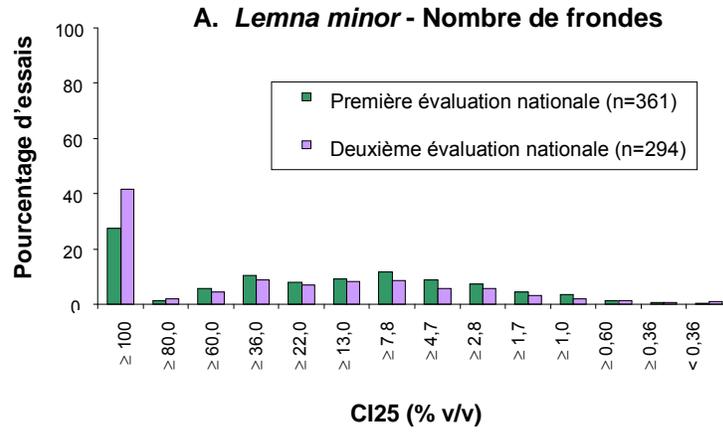


Figure 20. Comparaison de la toxicité sub létale des effluents des mines de métaux pour une plante (*L. minor*) et une algue (*P. subcapitata*) d'eau douce

À l'échelle nationale, les distributions de fréquence des ensembles de données de la première évaluation nationale étaient semblables à celles de la deuxième évaluation nationale pour toutes les espèces examinées au cours des essais. Le pourcentage d'essais dans la catégorie des concentrations ≥ 100 % était légèrement supérieur au cours de la deuxième période (figures 19 et 20), ce qui indique une possible amélioration de la qualité des effluents d'une période à l'autre. Il est cependant trop tôt pour déterminer si cette augmentation est assez grande pour être significative sur le plan biologique.

7.4 Sensibilité des essais de toxicité sublétales

Les distributions de fréquence à l'échelle nationale peuvent également livrer de précieux renseignements sur la sensibilité aux effluents des mines de métaux des diverses espèces et critères visés par les essais. Les espèces et critères associés à des pourcentages plus faibles d'essais se trouvant dans la catégorie des concentrations ≥ 100 % sont plus sensibles que ceux dont les pourcentages sont plus élevés dans la même catégorie. Lorsque cette méthode est appliquée aux distributions de fréquence présentées aux figures 19 et 20, *L. minor* (nombre de frondes) et *C. dubia* sont associés aux essais les plus sensibles, tandis que les essais sur les poissons (méné à grosse tête et truite arc-en-ciel) sont les moins sensibles.

Aux figures 21a et 21b, les pourcentages d'essais dont les Cl_{25} (ou les CE_{25}) n'indiquent aucune réponse sublétales à la plus forte concentration d'essai sont comparés selon le type de mine. Les mines de métaux ont été classées dans quatre catégories en fonction du « principal métal produit », en l'occurrence les métaux communs (cuivre, zinc, etc.), l'uranium, le minerai de fer et les métaux précieux (argent, or, etc.). Tous les autres types de mines de métaux visées par le REMM ont été classés dans la catégorie « autres » (tantale, tungstène, titane). Pour la plupart des types de mines de métaux, les essais réalisés sur *L. minor* (nombre de frondes) et *C. dubia* se sont révélés être les plus sensibles, tandis que les essais réalisés sur les poissons étaient les moins sensibles, ce qui correspond à la sensibilité des essais observée en regroupant tous les types de mines de métaux. Une exception : les mines de minerai de fer, pour lesquelles les essais sur le méné à grosse tête ont été les plus sensibles après les essais sur *C. dubia*.

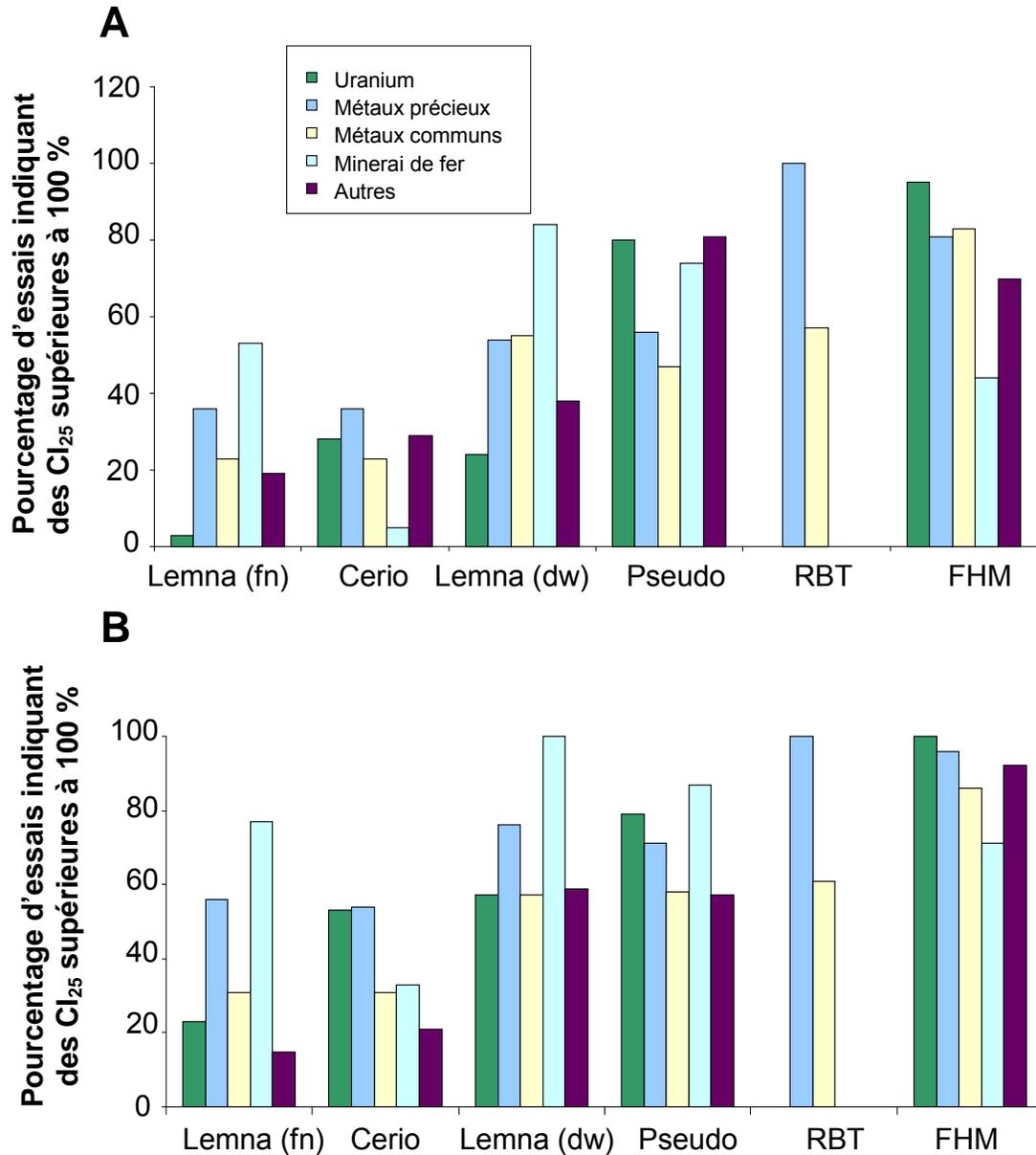


Figure 21. Pourcentages d'essais de toxicité sub létale indiquant des Cl_{25} supérieures à 100 % de l'effluent non dilué au cours de la première (A) et de la deuxième (B) évaluation nationale. Remarque : Pour l'essai de viabilité des embryons de truite arc-en-ciel, le paramètre est une CE_{25} , mais pour simplifier, l'axe des y n'indique que le pourcentage d'essais montrant des Cl_{25} supérieures à 100 % de l'effluent. En outre, une seule mine de métaux précieux a réalisé l'essai sur la truite arc-en-ciel; c'est pourquoi la sensibilité de l'essai ne peut être déterminée pour ce type de mine. Les noms des essais sont abrégés comme suit : Lemna (nf) = *Lemna minor* (nombre de frondes), Cerio = *Ceriodaphnia dubia* (reproduction), Lemna (ps) = *Lemna minor* (poids sec), Pseudo = *Pseudokirchneriella subcapitata* (croissance), TAEC = truite arc-en-ciel (viabilité des embryons) et MGT = méné à grosse tête (croissance)

8.0 Résumé et conclusions

Le deuxième cycle de collecte de données pour les mines de métaux effectuant des études de suivi des effets sur l'environnement a permis de constituer une base de données d'une vaste couverture géographique pour évaluer les effets des effluents des mines partout au pays. L'analyse intégrée à l'échelle nationale des données sur les poissons et les invertébrés benthiques a permis d'établir plusieurs profils de réponse dans le biote des eaux réceptrices, comme en fait état le présent rapport. Le tableau 5 offre un résumé des résultats pour les poissons et les invertébrés benthiques dans la première et la deuxième période d'évaluation nationale.

À l'échelle nationale, plusieurs pistes d'analyse ont montré que les effluents des mines de métaux avaient généralement des effets inhibiteurs plutôt que stimulateurs. Autrement dit, l'exposition aux effluents était plus souvent associée à des diminutions qu'à des augmentations des valeurs indicatrices employées pour évaluer les effets. Chez les poissons exposés aux effluents au cours de la première période d'évaluation nationale, les méta-analyses effectuées à l'échelle nationale ont révélé une baisse significative du coefficient de condition et de la taille relative du foie. Chez les invertébrés benthiques, elles ont fait ressortir des réductions significatives du nombre (densité) et des types (richesse taxonomique) d'invertébrés benthiques exposés aux effluents, ce qui contribue à une modification significative de la structure des communautés, comme le montrent les mesures de l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis et de l'indice de régularité de Simpson. Tant pour les poissons que pour les invertébrés benthiques, ces conclusions ont été renforcées par l'étude de la répartition nationale des effets mesurés, comme l'illustrent les histogrammes des sections 4.2 et 6.2, et par les analyses statistiques multivariées et bivariées publiées dans le premier rapport d'évaluation nationale des mines de métaux (Lowell *et al.*, 2008).

Au cours de la deuxième période d'évaluation nationale, les poissons dans les zones exposées présentaient encore une baisse significative du coefficient de condition et de la taille relative du foie. Ils présentaient également un taux de croissance significativement plus faible et une structure par âge modifiée, et une tendance à la diminution de la taille des gonades a été observée. En effet, les poissons exposés examinés au cours de la deuxième période d'évaluation nationale, en moyenne, étaient plus maigres et plus vieux, avaient un foie plus petit et leur croissance était plus lente. De plus, la taille des gonades était souvent réduite. Ces effets généralement inhibiteurs peuvent être causés par divers facteurs, comme les effets inhibiteurs directs des effluents sur les poissons ou le manque de ressources alimentaires résultant de l'altération de l'habitat et des effets inhibiteurs sur les proies, dont les invertébrés benthiques.

Au cours de la deuxième période d'évaluation nationale, les invertébrés benthiques des zones exposées ont encore présenté une richesse taxonomique

significativement réduite, et l'indice de Bray-Curtis a une fois de plus révélé des changements notables dans la structure des communautés dans les zones exposées. Contrairement au profil de réponse observé au cours de la première période d'évaluation nationale, une augmentation de la densité moyenne à l'échelle nationale a été observée. Cette hausse fait ressortir la possibilité que les mines de métaux aient un effet stimulant sur certains indicateurs.

Tableau 5. Sommaire des résultats des ESEE concernant les poissons et les invertébrés benthiques des eaux recevant les effluents des mines de métaux pour les première et deuxième périodes d'évaluation nationale

| Critères d'effets | Moyenne nationale des résultats dans les zones exposées et les zones de référence pour chaque période d'évaluation nationale | |
|---|--|--|
| | Première période | Deuxième période |
| <i>Poissons</i> | | |
| Condition | poissons plus maigres | poissons plus maigres |
| Poids relatif du foie | foies plus petits | foies plus petits |
| Poids relatif des gonades | résultats variés | organes reproducteurs tendant à être plus petits |
| Poids selon l'âge | résultats variés | croissance plus lente |
| Âge | résultats variés | population plus vieille |
| <i>Invertébrés benthiques</i> | | |
| Densité totale | moins d'individus par unité de surface | plus d'individus par unité de surface |
| Richesse taxonomique | moins de variété | moins de variété |
| Indice de dissimilarité de Bray-Curtis | modification de la structure des communautés | modification de la structure des communautés |
| Indice de régularité de Simpson | modification de la structure des communautés | résultats variés |
| Évaluation générale des résultats obtenus à ce jour : Profils de réponse d'inhibition observés chez les poissons et les invertébrés benthiques des zones exposées, et possibilité d'effets stimulateurs à certaines mines. | | |

La tendance globale à produire des effets inhibiteurs est particulièrement manifeste lorsque ces résultats sont comparés à ceux obtenus pour l'industrie des pâtes et papiers, la seule autre industrie ayant fait l'objet d'un examen de la même envergure au Canada. En effet, des analyses semblables effectuées sur les données des ESEE du secteur des pâtes et papiers ont, de façon répétée, révélé des effets plutôt stimulateurs à l'échelle nationale, notamment des hausses significatives du coefficient de condition, du taux de croissance et de la taille relative du foie chez les poissons, de même qu'une augmentation de la densité des invertébrés benthiques, bien qu'on ait aussi observé des perturbations métaboliques dans la croissance des gonades chez les poissons,

se traduisant par des gonades de taille réduite (Lowell *et al.*, 2003, 2005). On estime que les effets stimulateurs seraient dus, dans ce cas, aux apports excessifs de nutriments dans les eaux réceptrices. En revanche, les données sur les mines de métaux indiquent que les effets inhibiteurs sont comparativement plus courants dans le biote exposé aux effluents des mines de métaux. Ce phénomène pourrait avoir diverses causes, allant des effets directs de la toxicité (Hruska et Dubé, 2004) et de l'altération des habitats, à des effets indirects comme le manque de nourriture dû aux effets des effluents sur les proies (Munkittrick et Dixon, 1988) et à l'exposition des poissons aux substances toxiques par voie alimentaire (invertébrés contaminés par les métaux) (Hansen *et al.*, 2004; Woodward *et al.*, 1994, 1995).

On a subdivisé les résultats des méta-analyses en répartissant les mines de métaux en sous-groupes, selon les types de minerais et d'habitats. Trois des critères liés aux poissons (poids selon l'âge, taille relative des gonades et âge) dont le profil de réponse a changé au cours de la deuxième période d'évaluation et le critère de la densité chez les invertébrés benthiques ont été étudiés.

En ce qui a trait au critère du poids selon l'âge, la diminution, à l'échelle nationale, des taux de croissance des poissons exposés était fortement associée aux mines de métaux qui rejettent leurs effluents dans les habitats lacustres et fluviaux, ainsi qu'aux mines de métaux communs et de minerai de fer. Quant au critère de la taille des gonades des poissons, la diminution, à l'échelle nationale, de la taille des gonades des poissons exposés était surtout associée aux mines de métaux qui rejettent leurs effluents dans les habitats fluviaux, ainsi qu'aux mines de métaux précieux et de métaux communs. Pour ce qui est du critère de l'âge, le profil national montrant des poissons exposés plus vieux était fortement associé aux mines de métaux qui rejettent leurs effluents dans les habitats lacustres et fluviaux, ainsi qu'aux mines de métaux précieux et d'uranium. Le profil national montrant l'augmentation de la densité des invertébrés benthiques exposés était associé à tous les types d'habitats et de minerais, à l'exception des habitats situés dans les zones d'érosion des rivières.

Il a été avancé que d'autres facteurs avaient également influé sur les effets des effluents des mines de métaux. Les augmentations de la densité observées durant la deuxième période d'évaluation nationale auraient pu avoir été causées par l'intensification des activités minières au cours des dernières années, qui aurait fait augmenter le débit des effluents et mené à l'accroissement des effets d'enrichissement en nutriments. Les analyses décrites à la section 6.5, toutefois, donnent à penser autrement. Il n'y a pas eu d'augmentation globale du débit des effluents entre les deux périodes d'évaluation nationale. De plus, rien n'indique que les changements dans le débit des effluents aient eu une influence globale prédominante sur les modifications de l'ampleur et du profil des effets en ce qui concerne la densité et la richesse taxonomique. Les changements dans le débit des effluents pourraient avoir joué sur les effets à certaines mines de

métaux, mais il ne s'agit probablement que d'un facteur parmi d'autres pouvant avoir une incidence sur l'ampleur et le profil des effets.

Deux autres facteurs peuvent avoir joué sur les effets des effluents, soit la concentration des effluents et le caractère intermittent ou continu des rejets des mines de métaux. Lowell *et al.* (2008) ont observé une augmentation des effets sur les invertébrés benthiques en présence de plus fortes concentrations d'effluents dans le milieu récepteur, comme prévu. Néanmoins, la concentration des effluents n'explique que dans une faible mesure l'hétérogénéité des effets mesurés, ce qui donne à penser qu'elle n'a pas une influence prépondérante sur l'ampleur des effets. Comme l'indiquent aussi Lowell *et al.* (2008), aucun des neuf principaux critères des études sur les poissons et les invertébrés benthiques n'était corrélé de façon significative au nombre de mois durant lesquels les mines de métaux avaient déversé des effluents au cours de l'année. Le caractère intermittent ou continu des rejets ne semble donc pas avoir d'influence prononcée sur les effets des effluents.

Les effets des effluents sur le potentiel d'utilisation des poissons ont été évalués par le dosage du mercure dans les tissus des poissons. Ces mesures étaient exigées lorsque la concentration du mercure dans l'effluent dépassait 0,1 µg/L. Seulement une mine a détecté des concentrations tissulaires de mercure supérieures au niveau « produisant un effet » de 0,45 µg/g chez les poissons de la zone exposée. Toutefois, les concentrations tissulaires de mercure chez les poissons de la zone exposée étaient presque trois fois moins élevées que les concentrations observées dans la zone de référence. À ce jour, les données existantes ne permettent donc pas de conclure que les effluents des mines de métaux sont, dans l'ensemble, liés à de fortes concentrations de mercure dans les tissus des poissons.

De façon générale, les distributions de fréquence des données de toxicité sublétale de la première période d'évaluation nationale étaient semblables à celles de la deuxième. Si on regarde uniquement les données pour les organismes examinés exposés à un effluent en une concentration de 100 %, il semblait y avoir une amélioration de la qualité des effluents au cours des deux périodes, mais il est trop tôt pour déterminer si cette possible amélioration est suffisante pour être probante sur le plan biologique. Les essais sur *C. dubia* et *L. minor* ont généralement été les plus sensibles aux effluents des mines, pour tous les types de mines confondus. Pour *L. minor*, le nombre de frondes était plus sensible que le poids sec. Les essais chez les poissons ont été relativement moins sensibles par rapport aux autres essais, sauf en ce qui a trait aux effluents des mines de minerai de fer, auxquels le méné à grosse tête était plutôt sensible.

Les mines de métaux effectuant un suivi des effets sur l'environnement ont consacré bien des efforts à la conception d'études permettant de distinguer les effets associés à des rejets récents de ceux découlant de rejets historiques ou d'autres facteurs susceptibles d'influer sur les réponses mesurées (terres à

vocation multiple, autres sources d'effluents industriels ou municipaux, etc.). Malgré tout, l'incertitude persiste pour certaines mines. À mesure que les mines de métaux effectueront d'autres cycles de collecte de données d'ESEE, l'amélioration continue des plans d'étude et des analyses ainsi que les recherches menées dans certaines mines devraient permettre de mieux comprendre la part jouée par ce genre de facteurs dans les effets mesurés.

Malgré la quantité considérable de données et le grand nombre de mines dont le présent rapport fait état, il ne s'agit du fruit que de deux périodes de suivi, et certaines variations d'une phase à l'autre pourraient être en partie attribuables à des facteurs autres que l'exposition aux effluents. D'autres cycles de collecte de données permettront de mieux comprendre dans quelle mesure les profils de réponse sont constants ou variables dans le temps. Certaines mines dont les effets sont confirmés en sont maintenant à la phase de recherche des causes, et les informations qui seront recueillies au cours du prochain cycle de collecte de données seront très importantes pour établir plus précisément la nature des effets des effluents des mines de métaux. Les analyses à venir permettront de brosser un tableau plus complet des effets des effluents des mines de métaux au Canada.

9.0 Glossaire

Communauté d'invertébrés benthiques – Populations diversifiées de petits animaux (à l'exclusion des poissons et des autres vertébrés) qui vivent au fond d'un plan d'eau et qui peuvent servir de nourriture aux poissons. La mesure de l'évolution des communautés d'invertébrés permet de mieux comprendre les modifications des habitats aquatiques et d'évaluer les ressources alimentaires aquatiques à la disposition des poissons.

Condition – Mesure de la condition physique des poissons fondée sur le rapport entre le poids et la longueur du corps. La condition exprime essentiellement l'adiposité des poissons dans chaque zone.

Critère – Mesure utilisée à titre d'indicateur des effets potentiellement importants des effluents sur le biote des eaux réceptrices. Par exemple, les critères évalués pour les poissons comportent le poids des gonades, le poids du foie, la condition, l'âge et le poids selon l'âge, ou, pour les invertébrés benthiques, la densité, la richesse taxonomique, l'indice de régularité de Simpson et l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis.

Densité – Nombre total d'individus (exprimé par unité de surface) de toutes les catégories taxonomiques qui ont été prélevés à une station d'échantillonnage (l'abondance totale).

Effet – Dans le contexte des études de suivi des effets sur l'environnement, un effet désigne une différence statistiquement significative entre des mesures réalisées dans une zone exposée et celles réalisées dans une zone de référence, ou parmi des mesures réalisées dans des zones d'échantillonnage où la concentration de l'effluent diminue graduellement.

Enrichissement en nutriments – Effet résultant de l'ajout dans un milieu de quantités importantes de substances nutritives organiques ou inorganiques.

Essai de toxicité sublétales – Dans le contexte des études de suivi des effets sur l'environnement, l'essai de toxicité sublétales mesure généralement, en laboratoire, la concentration d'effluent à laquelle un effet donné (habituellement inhibiteur) est observé chez les organismes exposés à des concentrations déterminées de l'effluent d'une mine. L'essai de toxicité sublétales mesure ce qui est nuisible à l'organisme (p. ex., effets sur la croissance ou sur la reproduction), mais à un niveau inférieur à celui qui cause directement la mort pendant la période d'essai.

Eutrophisation – Surfertilisation d'un plan d'eau par des nutriments qui se traduit souvent par une production excessive de biomasse organique et qui se caractérise par un grand nombre d'organismes et, lorsqu'elle est prononcée, par un nombre restreint d'espèces. L'eutrophisation est un processus naturel qui

peut être accéléré par une augmentation de la charge de nutriments dans un plan d'eau découlant d'activités humaines.

Indice de Bray-Curtis – Indice qui sert à mesurer le degré de différence de la structure des communautés (plus particulièrement la composition taxonomique des communautés) entre les sites. Cette mesure facilite l'évaluation de la dissimilarité entre les communautés d'invertébrés benthiques de sites différents.

Indice de régularité de Simpson – Mesure de la régularité avec laquelle les taxons sont représentés. Cette mesure permet d'évaluer les changements dans l'abondance relative des taxons.

Perturbation métabolique – Le métabolisme est un mécanisme de l'organisme qui assure la synthèse de substances complexes à partir de substances plus simples ou la dégradation de substances complexes. La perturbation du métabolisme par une exposition à des substances nocives présentes dans l'environnement peut donner lieu à des déséquilibres importants de la maturation, du comportement sexuel, de la croissance et d'autres aspects de l'organisme.

Plan contrôle-impact – Plan d'étude comportant au moins une zone de référence, généralement située en amont de la mine ou dans un autre bassin versant, et une ou plusieurs zones exposées souvent situées en aval.

Plan par gradient – De façon générale, plan selon lequel l'échantillonnage est réalisé selon un gradient de concentrations décroissantes de l'effluent, en débutant par les zones exposées situées à proximité de la mine et en progressant vers les zones moins exposées, situées plus loin. Ce plan d'étude a parfois été utilisé dans des situations où il y avait une dilution rapide des effluents.

Poids relatif des gonades – Mesure de l'allocation d'énergie à la reproduction chez les poissons décrivant le rapport entre le poids des gonades et le poids corporel.

Poids relatif du foie – Mesure du stockage de l'énergie des poissons et de la réponse à une exposition à une substance toxique décrivant le rapport entre le poids du foie et le poids corporel.

Poids selon l'âge – Mesure du taux de croissance des poissons décrite par le quotient de la taille (poids) sur l'âge. Au cours de la vie d'un poisson, le taux d'accroissement de la taille peut diminuer avec l'âge.

Richesse taxonomique – Nombre total des diverses catégories taxonomiques auxquelles appartiennent les organismes prélevés à une station d'échantillonnage.

Taxon – Les organismes sont classés selon des catégories en fonction de leurs similitudes et des relations évolutives entre eux. Chacune de ces catégories (espèce, genre, famille, phylum) est appelée un taxon.

Zone d'érosion – Portion d'un habitat fluvial (ou autre) où l'écoulement de l'eau tend à être rapide et turbulent. Dans ces zones, les sédiments sont habituellement transportés vers l'aval. Le substrat du fond y est normalement formé de sédiments grossiers, de rochers et de blocs.

Zone de référence – Zone d'échantillonnage qui n'est pas exposée aux effluents de la mine étudiée et dont les caractéristiques de l'habitat naturel, y compris les incidences anthropiques, sont semblables à celles de la zone exposée.

Zone de sédimentation – Portion d'un habitat fluvial (ou autre) où l'écoulement de l'eau tend à être plus lent et favorise ainsi le dépôt des sédiments. Le substrat du fond de ces zones est généralement plutôt mou et limoneux ou granulaire.

Zone exposée – Zone d'échantillonnage où les poissons et les invertébrés benthiques sont exposés aux effluents des mines. Cette zone peut s'étendre à plusieurs milieux récepteurs et englober divers types d'habitats.

10.0 Bibliographie

Bailey, R.C., R.H. Norris et T.B. Reynoldson. 2001. « Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments », *Journal of the North American Benthological Society*, 20 : 280-286.

Barrett, T.J., M.A. Tingley, K.R. Munkittrick et R.B. Lowell. 2010. « Dealing with heterogeneous regression slopes in analysis of covariance: New methodology applied to environmental effects monitoring fish survey data », *Environmental Monitoring and Assessment*, 166 : 279-291.

Booty, W.G., I. Wong, D. Lam et O. Resler. 2009. « A decision support system for environmental effects monitoring », *Environmental Modelling & Software*, 24 : 889–900.

Bowman, J.F., et R.C. Bailey. 1997. « Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities? », *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 54 : 1802-1807.

Chambers, P.A., A.R. Dale, G.J. Scrimgeour et M.L. Bothwell. 2000. « Nutrient enrichment of northern rivers in response to pulp mill and municipal discharges », *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 8 : 53-66.

Culp, J.M., M.E. Wiseman, R.C. Bailey, N.E. Glozier, R.B. Lowell, T.B. Reynoldson, L. Trudel et G.D. Watson. 2003. « New requirements for benthic community assessments at Canadian metal mines are progressive and robust: Reply to Orr *et al.* », *SETAC Globe*, 4 : 31-32.

Culp, J.M., R.B. Lowell et K.J. Cash. 2000. « Integrating mesocosm experiments with field and laboratory studies to generate weight-of-evidence risk assessments for large rivers », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 : 1167–1173.

Eastwood, S., et P. Couture. 2002. « Seasonal variations in condition and liver metal concentrations of yellow perch (*Perca flavescens*) from a metal-contaminated environment », *Aquatic Toxicology*, 58 : 43-56.

Environnement Canada. 2008. *Évaluation sommaire de la performance des mines de métaux assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux en 2008*. Gatineau (Qc), Direction générale de l'intendance environnementale, Direction des secteurs publics et des ressources, Division des mines et du traitement, Section des mines. 1/MM/18 – mars 2010.

Environnement Canada. 2012. *Guide technique pour l'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux*. Gatineau (Qc), Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement.

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 Quality Research Journal of Canada*, 37 : 251–278.

Gurevitch, J., et L.V. Hedges. 2001. « Meta-analysis: Combining the results of independent experiments », dans S.M. Scheiner et J. Gurevitch (éd.), *Design and Analysis of Ecological Experiments*. New York (N.Y.), Oxford University Press. Pp. 347-369.

Hansen, J.S., J. Lipton, P.G. Welsh, D. Cacela et B. MacConnell. 2004. « Reduced growth of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed a live invertebrate diet pre-exposed to metal-contaminated sediments », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 : 1902-1911.

Hedges, L.V., et I. Olkin. 1985. *Statistical Methods for Meta-Analysis*. New York (N.Y.), Academic Press.

Hewitt, L.M., M.G. Dubé, S.C. Ribey, J.M. Culp, R. Lowell, K. Hedley, B. Kilgour, C. Portt, D.L. MacLatchy et K.R. Munkittrick. 2005. « Investigation of cause in pulp and paper environmental effects monitoring », *Water Quality Research Journal of Canada*, 40 : 261-274.

Hewitt, L.M., T.G. Kovacs, M.G. Dubé, D.L. MacLatchy, P.H. Martel, M.E. McMaster, M.G. Paice, J.L. Parrott, M.R. Van Den Heuvel et G.J. Van Der Kraak. 2008. « Altered reproduction in fish exposed to pulp and paper mill effluents: Roles of individual compounds and mill operating conditions », *Environ. Toxicol. Chem.*, 27 : 682-697.

Hruska, K.A., 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 : 2709-2718.

Kovacs, T.G., P.H. Martel, B.I. O'Connor, J.L. Parrott, M.E. McMaster, G.J. Van Der Kraak, D.L. MacLatchy, M.R. Van Den Heuvel et L.M. Hewitt. 2011. « Kraft mill effluent survey: Progress toward best management practices for reducing effects on fish reproduction », *Environ. Toxicol. Chem.*, 30 : 1421-1429.

Lenat, D.R., et V.H. Resh. 2001. « Taxonomy and stream ecology – The benefits of genus- and species- level identifications », *Journal of the North American Benthological Society*, 20 : 287-298.

Lowell, R.B., B. Ring, G. Pastershank, S. Walker, L. Trudel et K. Hedley. 2005. *Évaluation nationale des données des études de suivi des effets sur l'environnement des fabriques de pâtes et papiers : Résultats des cycles 1 à 3*.

Burlington (Ont.), Institut national de recherche sur les eaux. Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE n° 5, 44 pages.

Lowell, R.B., C. Tessier, S.L. Walker, A. Willsie, M. Bowerman et D. Gautron. 2008. *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 ESEE.

Lowell, R.B., J.M. Culp et F.J. Wrona. 1995. « Stimulation of increased short-term growth and development of mayflies by pulp mill effluent », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14 : 1529–1541.

Lowell, R.B., J.M. Culp et M.G. Dubé. 2000. « A weight-of-evidence approach for northern river risk assessment: Integrating the effects of multiple stressors », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 : 1182–1190.

Lowell, R.B., K. Hedley et E. Porter. 2002. « Data interpretation issues for Canada's Environmental Effects Monitoring Program », *Water Quality Research Journal of Canada*, 37 : 101–117.

Lowell, R.B., K.R. Munkittrick, J.M. Culp, M.E. McMaster et L.C. Grapentine. 2004. « National response patterns of fish and invertebrates exposed to pulp and paper mill effluents: Metabolic disruption in combination with eutrophication and other effects », dans D.L. Borton, T.J. Hall, R.P. Fisher et J.F. Thomas (éd.), *Pulp and Paper Mill Effluent Environmental Fate and Effects*. Lancaster (PA), DEStech Publications. Pp. 147-155.

Lowell, R.B., S.C. Ribey, I.K. Ellis, E.L. Porter, J.M. Culp, L.C. Grapentine, M.E. McMaster, K.R. Munkittrick et R.P. Scroggins. 2003. *Évaluation nationale des données des études de suivi des effets sur l'environnement des fabriques de pâtes et papiers*. Gatineau (Qc), Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux. Collection de l'INRE n° 03-521.

McMaster, M.E., L.M. Hewitt, G.R. Tetreault, L. Peters, J.L. Parrott, G.J. Van Der Kraak, C.B. Portt, K. Kroll et N. Denslow. 2005. « Detailed endocrine assessments of wild fish in the northern river basins, Alberta, in comparison to EEM monitored endpoints », *Water Quality Research Journal of Canada*, 40 : 299-314.

Munkittrick, K.R., C. Portt, G.J. Van Der Kraak, I. Smith et D. Rokosh. 1991. « Impact of bleached kraft mill effluent on population characteristics, liver MFO activity and serum steroid levels of a Lake Superior white sucker (*Catostomus commersoni*) population », *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 48 : 1371-1380.

Munkittrick, K.R., et D.G. Dixon. 1988. « Growth, fecundity, and energy stores of white sucker (*Catostomus commersoni*) from lakes containing elevated levels of copper and zinc », *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 45 : 1355-1365.

Munkittrick, K.R., G.J. Van Der Kraak, M.E. McMaster, C.B. Portt, M.R. Van Den Heuvel et M.R. Servos. 1994. « Survey of receiving water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. 2. Gonad size, liver size, hepatic EROD activity and plasma sex steroid levels in white sucker », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13 : 1089-1101.

Munkittrick, K.R., M.E. McMaster, G. Van Der Kraak, C. Portt, W.N. Gibbons, A. Farwell et M. Gray. 2000. *Development of Methods for Effects-Based Cumulative Effects Assessment Using Fish Populations: Moose River Project*. Pensacola (FL), Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Press.

Parrott, J.L. 2005. « Overview of methodology and endpoints in fathead minnow lifecycle tests assessing pulp and paper mill effluents », *Water Quality Research Journal of Canada*, 40 : 334-346.

Rajotte, J.W., et P. Couture. 2002. « Effects of environmental metal contamination on the condition, swimming performance, and tissue metabolic capacities of wild yellow perch (*Perca flavescens*) », *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 59 : 1296-1304.

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

Rosenberg, M.S., D.C. Adams et J. Gurevitch. 2000. *MetaWin: Statistical Software for Meta-Analysis. Version 2.0*. Sunderland (MA), Sinauer Associates.

Taylor, L.N., L.A. Van der Vliet et R.P. Scroggins. 2010. « Sublethal toxicity testing of Canadian metal mining effluents: National trends and site-specific uses », *Hum. Ecol. Risk Assess.*, 16 : 264-281.

Tessier, C., R.B. Lowell, A. Willsie et G. Kaminski. 2009. *Évaluation nationale des données du cycle 4 du Programme de suivi des effets sur l'environnement des fabriques de pâtes et papiers*. Gatineau (Qc), Environnement Canada, Bureau national des ESEE.

Woodward, D.F., A.M. Farag, H.L. Bergman, A.J. DeLonay, E.E. Little, C.E. Smith et F.T. Barrows. 1995. « Metal-contaminated benthic invertebrates in the Clark Fork River, Montana: Effects on age-0 Brown Trout and Rainbow

Trout », *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 52 : 1994-2004.

Woodward, D.F., W.G. Brumbaugh, A.J. DeLonay, E.E. Little et C.E. Smith. 1994. « Effects of rainbow trout fry of a metals-contaminated diet of benthic invertebrates from the Clark Fork River, Montana », *Transactions of the American Fisheries Society*, 123 : 51-62.

Annexe A

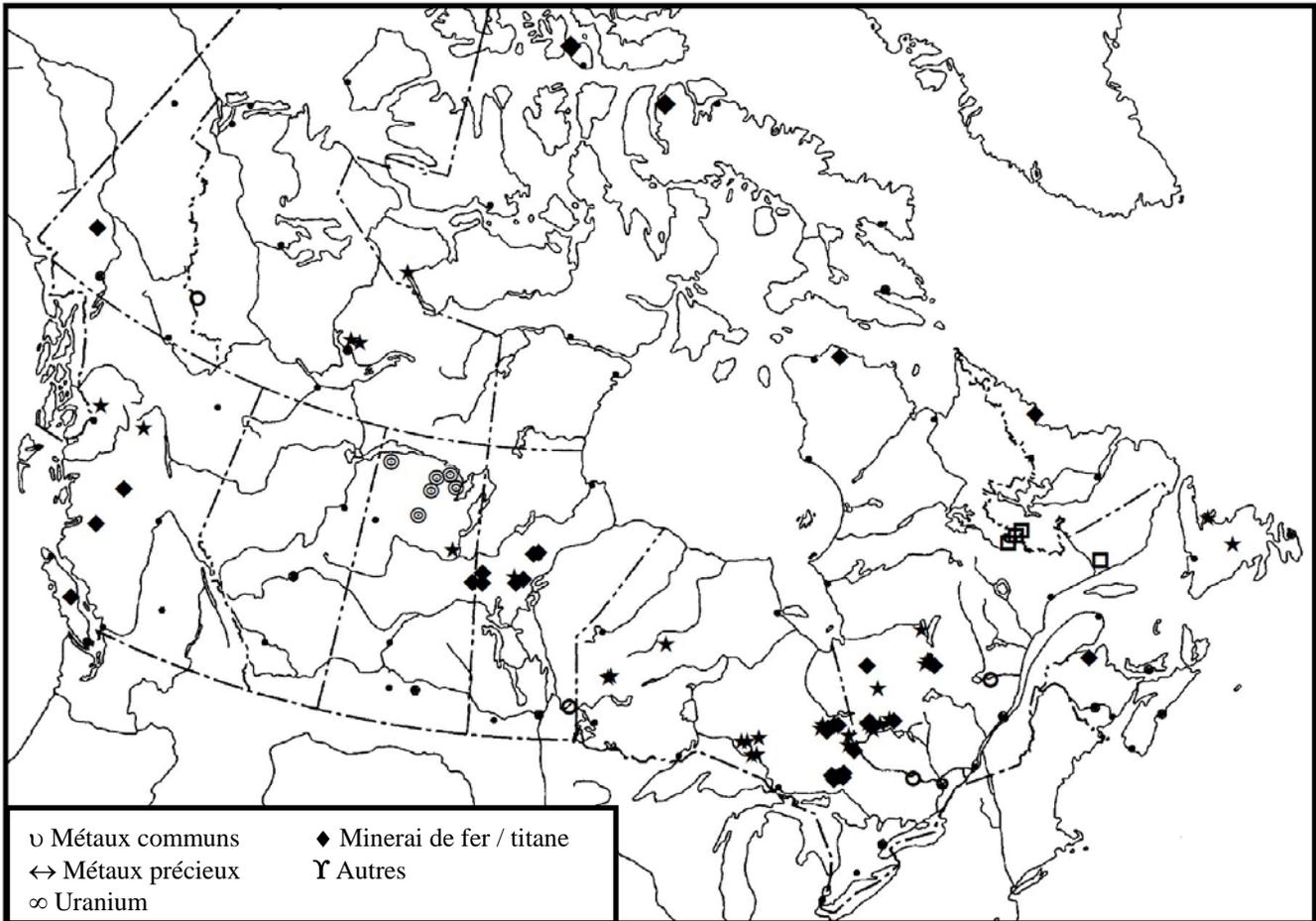


Figure A1. Mines de métaux visées par le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* en 2006 (Environnement Canada, 2008)

www.ec.gc.ca

Pour des renseignements supplémentaires :

Environnement Canada

Informathèque

10, rue Wellington, 23^e 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