



Environnement Canada Environment Canada



Évaluation nationale des données de la phase 1 du Programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux

Évaluation nationale des données de la phase 1 du Programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux

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

Bureau national des ESEE, Environnement Canada

Decembre 2007

Remerciements

Nous aimerions remercier les membres de l'équipe nationale, du comité scientifique et de l'Équipe d'examen d'ESEE pour les mines de métaux, qui nous ont fait part de leurs commentaires et donné de précieux conseils techniques et scientifiques pendant les diverses étapes de cette étude.

Résumé

En application de la *Loi sur les pêches*, le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* de 2002 (REMM) 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 éventuels effets des effluents de leurs mines. Le programme d'ESEE fait avant tout appel à des études de suivi biologique comportant trois volets : 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, et le dosage du mercure dans les tissus des poissons pour évaluer les effets sur l'utilisation des ressources halieutiques. Ces études servent à évaluer les effets des effluents des mines de métaux sur l'environnement et à déterminer si les limites réglementaires protègent effectivement l'environnement. D'après leurs résultats, nous pouvons décider d'exercer une surveillance mieux ciblée ou de faire d'autres investigations visant certaines mines en particulier. Pour mieux interpréter les effets observés dans chaque exploitation, certaines mesures d'appoint sont prises (notamment la caractérisation des effluents, le suivi de la qualité de l'eau et des sédiments, et des essais de toxicité sublétales) et contribuent au programme notamment pour l'évaluation de la qualité des effluents et des conditions de terrain à chaque mine.

Le programme d'ESEE des mines de métaux comporte plusieurs « phases »; chaque mine doit réaliser une étude de suivi, tous les deux à six ans. Le programme utilise une approche par étapes, qui prévoit une surveillance périodique normalisée, suivie, selon le cas, d'études ciblées visant à déterminer l'étendue, l'ampleur et la cause des effets là où des effets ont été détectés et confirmés, ou d'une réduction du niveau de surveillance là où aucun effet n'a été observé. Ce rapport présente et analyse les principaux résultats nationaux obtenus pour les trois grands volets du programme d'ESEE en se fondant sur les données recueillies dans les milieux récepteurs des effluents des mines de métaux partout au Canada dans le cadre de la phase 1 du programme. Des renseignements plus détaillés, notamment les mesures d'appoint et les considérations propres à chaque site, sont présentés dans les rapports d'interprétation de la phase 1 soumis en 2005 et en 2006 par chaque mine.

Plusieurs méthodes complémentaires ont été utilisées pour obtenir une évaluation nationale des effets mesurés. Notamment, les résultats des comparaisons effectuées à chaque mine pour chacun des principaux paramètres mesurés dans le cadre des études sur les poissons et les invertébrés ont été compilés. Des méta-analyses ainsi que des analyses bivariées et multivariées sont également utilisées pour étudier les profils nationaux des effets. Les profils de réponse ont en outre été évalués en regard de l'éventuelle influence de l'habitat, du type de minerai, du sexe et de l'espèce des poissons, de la concentration d'effluents et du caractère continu ou intermittent des rejets.

À l'échelle nationale, plusieurs avenues d'analyse ont montré que les effluents des mines de métaux avaient généralement des effets plutôt inhibiteurs que stimulateurs, bien qu'on ait observé les deux types. Pour les poissons, les méta-analyses effectuées sur

l'ensemble des mines ont révélé une baisse significative du coefficient de condition et de la taille relative du foie. Pour les invertébrés benthiques, elles ont fait ressortir d'importantes réductions de la densité et de la richesse taxonomique, ce qui contribue à une modification significative de la structure des communautés, comme le montrent les mesures de l'indice de Bray-Curtis et de l'indice de régularité de Simpson. Tant pour les poissons que pour les invertébrés, ces conclusions ont par ailleurs été renforcées par l'examen de la répartition nationale des effets mesurés, telle qu'illustrée dans les histogrammes des paramètres, de même que par les analyses multi et bivariées.

Cette tendance à produire des effets inhibiteurs ressort encore davantage lorsqu'on compare ces résultats à ceux obtenus pour l'autre industrie étudiée à cette échelle au Canada, soit le secteur des pâtes et papiers. 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 de la 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. Les effets stimulateurs seraient dus dans ce cas aux apports excessifs d'éléments nutritifs dans les eaux réceptrices. L'incidence accrue des effets inhibiteurs observés dans les mines de métaux pourrait être due à plusieurs causes allant des effets directs de la toxicité et de l'altération des habitats à des effets indirects comme la limitation de l'apport en nourriture et l'exposition aux substances toxiques par voie alimentaire attribuable aux effets des effluents sur les organismes proies.

Il faut toutefois souligner que l'industrie des mines de métaux est plutôt hétérogène et que l'analyse de petits sous-groupes de données permet d'obtenir une image plus complète des effets de ses effluents. Par exemple, dans le cas des poissons, la condition et la taille relative du foie étaient sensiblement réduites dans les habitats lacustres ainsi qu'en présence d'effluents des mines de métaux précieux, d'uranium ou de métaux ferreux. Par contre, on observait une augmentation significative de la taille relative des gonades dans les habitats fluviaux, parallèlement à une augmentation presque significative de la taille relative du foie, ce qui témoigne de l'influence du type d'habitat sur les profils de réponse. Le sexe et l'espèce des poissons avaient également une incidence sur les effets. On a relevé le même genre de diversité dans les effets observés chez les invertébrés benthiques. Par exemple, la réduction de la densité et de la richesse taxonomique était plus marquée chez les invertébrés des habitats lacustres et pour les mines de métaux ferreux que dans la plupart des autres sous-groupes. Les réponses des poissons et des invertébrés benthiques concordaient les unes avec les autres.

Tel que prévu, on a observé une augmentation des effets sur les invertébrés benthiques en présence de plus fortes concentrations d'effluents dans le milieu récepteur. 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 d'influence prépondérante sur l'ampleur des effets. Aucun des neuf paramètres principaux mesurés par les études sur les poissons et les invertébrés n'était corrélé de façon significative au nombre de mois durant lesquels les mines avaient déversé des effluents au cours de

l'année. Le caractère intermittent ou continu des rejets ne semble donc pas avoir une influence prononcée sur les effets des effluents.

Une seule mine a signalé des concentrations tissulaires de mercure supérieures à la concentration produisant un effet (établie à 0,45 µg/g dans le REMM) chez les poissons des zones exposées, et sensiblement supérieures aux concentrations des zones de référence. D'après les résultats des ESEE obtenus jusqu'à présent, on ne peut donc pas conclure que les effluents des mines de métaux sont dans l'ensemble liés à de fortes concentrations de mercure dans les tissus des poissons.

Vu le caractère relativement récent du programme d'ESEE des mines de métaux, ces résultats ne constituent qu'un aperçu préliminaire des effets de ces mines au Canada. Malgré la quantité considérable de données et le grand nombre de mines dont il fait état, ce rapport ne donne qu'un instantané de la situation. D'autres campagnes de collecte de données permettront d'établir dans quelle mesure ces profils de réponse sont constants ou variables dans le temps. Les futures études de SEE devraient aider à déterminer si les effets des effluents diminuent, augmentent ou demeurent stables tant à chaque site que dans des regroupements plus larges de mines. À mesure que progressera la collecte des données des ESEE, les analyses devraient donc fournir un tableau plus complet des effets des effluents des mines de métaux au Canada.

Table des matières

Résumé	iii
1.0 Introduction	1
1.1 <i>Le Règlement sur les effluents des mines de métaux et le programme national d'ESEE</i>	1
1.2 <i>Objectifs du rapport</i>	3
2.0 Aperçu des études réalisées au cours de la phase 1	3
3.0 Méthodes générales	4
3.1 <i>Préparation et analyse des données</i>	4
3.2 <i>Procédures utilisées pour déterminer les profils de réponse nationaux</i>	6
4.0 Étude des poissons	8
4.1 <i>Traitement des données et méthodologie</i>	8
4.2 <i>Résumé des tailles d'effet</i>	11
4.3 <i>Profils de réponse – Moyennes nationales</i>	13
4.4 <i>Profils de réponse – Autres méta-analyses et analyses multivariées</i>	15
5.0 Potentiel d'utilisation des ressources halieutiques : dosage du mercure dans les tissus de poissons	24
6.0 Étude des communautés d'invertébrés benthiques	25
6.1 <i>Traitement des données et méthodologie</i>	25
6.2 <i>Résumé des tailles d'effet</i>	27
6.3 <i>Profils de réponse – Moyennes nationales</i>	29
6.4 <i>Profils de réponse – Autres méta-analyses et analyses bivariées</i>	31
7.0 Résumé et conclusions	38
8.0 Glossaire	41
9.0 Références	44

Liste des tableaux

Tableau 1 : Sommaire général de la phase 1 des ESEE des mines de métaux.	4
Tableau 2 : Exemples de problèmes survenus pendant les études des poissons de la phase 1.	9
Tableau 3 : Liste et fréquence d'utilisation des espèces sentinelles retenues pour les études sur les poissons par échantillonnage destructeur.	10
Tableau 4 : Fréquences des études effectuées par toutes les mines, et fréquences des études incluses dans l'évaluation nationale, par type de méthodologie.....	26

Liste des figures

Figure 1 : Exemple de représentation graphique des résultats d'une méta-analyse	7
Figure 2 : Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre les poissons des zones exposées et des zones de référence dans la phase 1 des ESEE des mines de métaux	12
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 ou des interactions significatives.....	13
Figure 4 : Moyenne générale des paramètres mesurés chez les poissons par les mines de métaux.....	14
Figure 5 : Moyenne générale pour les paramètres des poissons, cycle 2 des pâtes et papiers.....	15
Figure 6 : Condition des poissons selon le type d'habitat	16
Figure 7 : Taille du foie des poissons selon le type d'habitat.....	17
Figure 8 : Taille des gonades des poissons selon le type d'habitat.....	17
Figure 9 : Condition des poissons selon le type de minerai.....	18
Figure 10 : Taille du foie des poissons selon le type de minerai	19
Figure 11 : Taille des gonades des poissons selon le type de minerai.....	19
Figure 12 : Taille des gonades des poissons selon le sexe.....	20
Figure 13 : Âge des poissons selon le sexe.....	21
Figure 14 : Taille des gonades des poissons selon l'espèce.....	21
Figure 15 : Méta-analyse de régression de la taille d'effet normalisée (foie des poissons) sur le nombre de mois de rejet de l'effluent.	22
Figure 16 : Analyse de cadrage multidimensionnel du résultat des méta-analyses sur les poissons.....	23
Figure 17 : Sommaire national des dosages du mercure dans les tissus de poissons pour la phase 1 du Programme d'ESEE des mines de métaux	25
Figure 18 : Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre les zones exposées et les zones de référence dans l'étude des invertébrés benthiques pour a) la densité, b) la richesse taxonomique, c) l'indice de dissimilitude de Bray-Curtis et d) l'indice de régularité de Simpson.	28
Figure 19 : Nombre de mines présentant des différences non significatives et significatives pour les paramètres relatifs aux communautés d'invertébrés benthiques. .	29
Figure 20 : Moyenne générale (mines de métaux) pour les paramètres relatifs aux communautés d'invertébrés benthiques.....	30
Figure 21 : Moyenne générale du cycle 2 des pâtes et papiers pour les paramètres relatifs aux communautés d'invertébrés benthiques	31
Figure 22 : Densité des invertébrés benthiques selon le type d'habitat.....	32
Figure 23 : Richesse taxonomique des invertébrés benthiques selon le type d'habitat	32
Figure 24 : Densité des invertébrés benthiques selon le type de minerai	33
Figure 25 : Richesse taxonomique des invertébrés benthiques selon le type de minerai .	34
Figure 26 : Densité des invertébrés benthiques – Méta-analyse de régression de la taille d'effet normalisée sur la concentration de l'effluent	35
Figure 27 : Richesse taxonomique des invertébrés benthiques – Méta-analyse de régression de la taille d'effet normalisée sur la concentration de l'effluent	35

Figure 28 : Indice de Bray-Curtis chez les invertébrés benthiques – Méta-analyse de régression de la taille d'effet normalisée sur la concentration de l'effluent	36
Figure 29 : Indice de régularité chez les invertébrés benthiques – Méta-analyse de régression de la taille d'effet normalisée sur la concentration de l'effluent	36
Figure 30 : Graphique bivarié des résultats des méta-analyses des mines de métaux concernant les invertébrés benthiques.	37
Figure 31 : Graphique bivarié des résultats des méta-analyses du cycle 2 des pâtes et papiers concernant les invertébrés benthiques.	38

1.0 Introduction

1.1 Le Règlement sur les effluents des mines de métaux et le programme national d'ESEE

En application de la *Loi sur les pêches*, le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* de 2002 (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 (TSS) et le radium 226, et proscrit le rejet d'effluents à létalité aiguë pour la truite arc-en-ciel. Ces limites reflètent l'efficacité actuelle des méthodes de traitement des effluents miniers et constituent des normes nationales fondées sur la technologie et destinées à protéger le poisson et son habitat ainsi que l'utilisation des ressources halieutiques. Au moment de l'élaboration du Règlement, nous savions que ces limites de rejet plus strictes contribueraient à mieux protéger l'environnement, mais on ignorait dans quelle mesure elles assureraient la protection de la vaste gamme de milieux aquatiques qui reçoivent les effluents des mines de métaux au Canada.

Pour évaluer les effets des effluents des mines sur les poissons, l'habitat du poisson et l'utilisation des ressources halieutiques, le REMM 2002 oblige les propriétaires ou les exploitants de toutes les mines de métaux canadiennes à réaliser des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE). L'information ainsi recueillie aide à déterminer les éventuels effets de ces effluents sur les écosystèmes aquatiques et à établir l'efficacité de la réglementation relative à la protection du milieu aquatique. Le programme d'ESEE exige la tenue d'études de suivi biologique dans le milieu aquatique récepteur, notamment les études suivantes :

- 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 du poisson;
- un dosage du mercure dans les tissus des poissons visant à évaluer les effets des effluents sur l'utilisation des ressources halieutiques.

Pour évaluer l'état des populations de poissons et des communautés d'invertébrés benthiques, on se sert d'un ensemble particulier de paramètres d'effet; les résultats obtenus aident à préciser les futurs besoins en matière de suivi et à mieux comprendre la véritable nature des impacts des rejets des mines de métaux. Dans l'ESEE, un « effet » est défini comme une réponse statistiquement significative pour au moins un des paramètres choisis dans le cadre des comparaisons entre les échantillons biologiques prélevés en aval d'une mine (zone exposée) et d'autres échantillons 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 (même habitat, mêmes propriétés hydrologiques, etc.), mais où aucun effluent de mine n'est rejeté. Les paramètres d'effet des ESEE utilisés dans les études sur les populations de poissons et les communautés d'invertébrés benthiques sont les suivants (voir la section 8.0 ainsi que Lowell *et al.*, 2002, 2003, 2005 pour une description plus détaillée) :

Paramètres mesurés dans l'étude des populations de poissons :

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

Paramètres mesurés dans l'étude des communautés d'invertébrés benthiques :

Densité totale
Richesse taxonomique
Indice de dissimilitude de Bray-Curtis
Indice de régularité de Simpson

On effectue aussi certaines mesures d'appoint (dont la caractérisation des effluents, le suivi de la qualité de l'eau et des sédiments et des essais de toxicité sublétales) pour aider à évaluer la qualité des effluents et les conditions de terrain à une mine donnée. Contrairement aux données biologiques, ces mesures d'appoint ne servent pas à déterminer l'existence ou non d'effets environnementaux sur le site, mais visent plutôt à donner d'autres informations susceptibles de faciliter l'évaluation des effets dans un site particulier. Le présent rapport national d'évaluation ne prétend pas couvrir toutes les données présentées pour répondre aux exigences du programme ni même toutes les analyses réalisées. Il met plutôt l'accent sur les principales composantes du programme d'ESEE utilisées pour prendre des décisions et interpréter les principaux profils d'effets (c.-à-d. l'étude des populations de poissons, l'étude des communautés d'invertébrés benthiques et le dosage du mercure chez les poissons). Des informations sur les mesures d'appoint propres à chaque site sont présentées dans les rapports d'interprétation préparés pour chaque mine.

Le programme d'ESEE des mines de métaux comporte plusieurs « phases »; chaque mine doit réaliser, tous les deux à six ans, une étude prévoyant un suivi et l'interprétation des données. Au début de chaque phase, l'exploitant doit élaborer un plan d'étude propre au site en collaboration avec le personnel régional d'Environnement Canada. À la fin de chaque phase, chaque mine doit présenter un rapport d'interprétation résumant les résultats des suivis. Le programme d'ESEE utilise une démarche par étapes prévoyant d'abord la tenue d'études visant à caractériser et à évaluer l'état du milieu récepteur. Ces travaux sont suivis d'études ciblées visant à déterminer l'étendue, l'ampleur et la cause des effets là où des effets ont été détectés et confirmés, ou d'une réduction du niveau de surveillance là où aucun effet n'a été observé. Environnement Canada a rédigé un guide technique abordant tous les aspects des ESEE, notamment la conception des études et l'analyse et l'interprétation des données. On trouvera sur son site des renseignements supplémentaires sur le programme d'ESEE à l'adresse <http://www.ec.gc.ca/eem/Francais/default.cfm>.

Pour s'assurer que le programme évolue en fonction du progrès des connaissances scientifiques et offre l'expertise technique nécessaire pour concevoir et mettre en œuvre

des études solides, les experts du comité scientifique des ESEE fournissent des services de soutien. Une équipe d'examen des ESEE des mines de métaux, composée d'experts du gouvernement fédéral (Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Ressources naturelles Canada, Commission canadienne de sûreté nucléaire), de l'industrie minière, du milieu de l'environnement et des communautés autochtones, a aussi été mise sur pied pour donner suite à l'engagement d'Environnement Canada de revoir la première phase du programme et de formuler des recommandations visant à améliorer le programme. On trouvera dans le Rapport de l'équipe d'examen des renseignements détaillés sur l'évaluation du programme faite par l'équipe ainsi que ses recommandations (Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux, 2007).

1.2 Objectifs du rapport

Le présent rapport a pour objectif de présenter et d'analyser les principales conclusions d'une évaluation nationale des données des ESEE recueillies en 2004 et en 2005 dans les milieux récepteurs des effluents des mines de métaux, partout au Canada, au cours de la phase 1 du programme. Le comité scientifique des ESEE et l'équipe d'examen des ESEE des mines de métaux ont tous deux eu l'occasion de faire des recommandations sur les secteurs d'analyse particuliers à inclure dans l'évaluation nationale. En se fondant sur ces recommandations et en tenant compte des ressources et des données disponibles, les analyses des données ont tenté de répondre aux questions suivantes :

- 1) Quels sont le type et l'ampleur des effets des effluents des mines sur les poissons adultes et les communautés d'invertébrés benthiques?
- 2) En quoi les effets sont-ils influencés par l'habitat, le type de minerai, le sexe et l'espèce des poissons, la concentration des effluents et le caractère continu ou intermittent des rejets?
- 3) Quels sont les effets des effluents des mines sur l'utilisation des ressources halieutiques eu égard aux concentrations de mercure relevées dans les tissus des poissons?

2.0 Aperçu des études réalisées au cours de la phase 1

Au cours de la première phase du programme d'ESEE des mines de métaux, 70 mines ont réalisé des études. Environ la moitié d'entre elles ont présenté leurs rapports d'interprétation des données biologiques en juin 2005, et les autres l'ont fait en juin 2006. Cette différence dans la date de présentation des rapports vient de ce que les mines qui avaient choisi de présenter un rapport historique ont obtenu un délai supplémentaire d'un an pour présenter leur premier rapport. Le tableau 1 donne un aperçu régional du nombre et du type d'études de terrain effectuées. Toutes les mines concernées ont réalisé des études en eau douce, sauf deux mines de la Région des Prairies et du Nord qui rejettent leurs effluents dans le milieu marin. L'une de ces dernières, qui était exemptée de l'obligation de suivi à cause des conditions locales rédhitoires, a quand même procédé à des essais de toxicité sublétales; l'autre a effectué l'étude des invertébrés benthiques dans

un cours d'eau douce et l'étude des poissons en milieu marin. La majorité des mines (39, soit 56 %) ont réalisé une étude sur les poissons par échantillonnage destructeur, 11 (16 %) une étude sur les poissons par échantillonnage non destructeur, et 13 (19 %) les deux types d'étude. Une mine a été exemptée de réaliser une étude des poissons étant donné que la concentration de ses effluents était <1 % à 250 m, et une autre, située dans l'Arctique, que nous venons de mentionner, en a été exemptée du fait des conditions locales rédhibitoires qui rendaient l'échantillonnage dangereux. 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, deux mines ont effectué une étude en mésocosme conjointe à la place d'une étude des poissons. Deux mines de la Région du Pacifique et du Yukon ont eu recours à d'autres méthodes pour l'étude des poissons, notamment une étude d'incubation des œufs de poissons et une étude sur des moules.

Tableau 1 : Sommaire général de la phase 1 des ESEE des mines de métaux.

Région	Nombre de mines ayant réalisé des ESEE	Études des poissons			Études des invertébrés benthiques	Recours à d'autres méthodes	Mines faisant l'objet d'une exemption
		Échantillonnage destructeur	Échantillonnage non destructeur	Échantillonnages destructeur et non destructeur			
Atlantique	4	2	2	0	4	0	0
Québec	19	19	0	0	19	0	0
Ontario	20	9 ^a	2	6 ^a	20 ^b	2 ^c	1 ^d
Prairies et Nord	22	9 ^e	4	7	21	0	2 ^f
Pacifique et Yukon	5	0	3	0	5	2 ^g	0
		39	11	13			
Total	70	63			69	4	3

^a Trois mines ont effectué une étude conjointe.

^b Comprend un groupe de deux mines et un autre de trois qui ont effectué une étude conjointe.

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

^d La mine devait effectuer une étude des poissons en mésocosme, mais ne rejetait pas d'effluents au moment de la tenue de l'étude.

^e Deux mines ont réalisé une étude conjointe.

^f Une mine a été exemptée de réaliser des études des poissons et des invertébrés benthiques à cause des conditions locales rédhibitoires, et une autre a été exemptée de réaliser une étude des poissons (effluent <1 % à 250 m)

^g Une mine – étude d'incubation des œufs de poissons, une mine – étude sur les moules.

3.0 Méthodes générales

3.1 Préparation et analyse des données

Dans cette section, nous décrivons les méthodes générales utilisées pour mener l'évaluation nationale des données des études des poissons et des communautés d'invertébrés benthiques réalisées au cours de la phase 1 du programme d'ESEE des

mines de métaux. Ces méthodes ressemblaient à celles utilisées dans les évaluations nationales des cycles 2 et 3 du programme d'ESEE des fabriques de pâtes et papiers (voir Lowell *et al.*, 2003, 2005 pour de plus amples renseignements). Comme ces évaluations 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) et des histogrammes du nombre de différences significatives ou non à l'échelle de chaque mine. L'interprétation de ces histogrammes était en partie limitée par le fait que le niveau de signification dépendait non seulement de l'ampleur des effets, mais aussi de la taille de l'échantillon. La méta-analyse ne présente pas les mêmes limites que la compilation des études individuelles. Cette technique permet un examen statistique de l'ampleur des effets qui limite les pertes d'information dues aux contraintes liées à la taille des échantillons et à l'échelle de mesure de chaque étude (Hedges et Olkin, 1985; Rosenberg *et al.* 2000; Gurevitch et Hedges, 2001). Dans le présent cas, l'analyse traite les études individuelles comme des réplicats; il est donc possible de se pencher sur des questions qu'il est difficile d'examiner à l'échelle de chaque mine (p. ex. l'influence du sexe ou de l'espèce des poissons, de l'habitat ou du type de minerai sur l'effet des effluents sur le terrain). On trouvera dans Lowell *et al.* (2003) une description détaillée de la façon dont les méta-analyses ont été utilisées dans l'évaluation nationale du cycle 2 des ESEE du secteur des 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. Pour comparer les paramètres mesurés dans chaque zone, on s'est servi de l'analyse de variance ou de l'analyse de covariance. Parmi les mines incluses dans cette évaluation nationale, une mine a transformé un plan par gradient pour les invertébrés benthiques en un simple plan contrôle-impact en groupant les stations en fonction des conditions abiotiques (p. ex. la conductivité), et c'est la méthode que nous avons adoptée ici. On trouvera d'autres informations sur les plans d'ESEE et les études des poissons et des invertébrés benthiques dans Glozier *et al.* (2002), Lowell *et al.* (2002, 2003) et le *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux* (Environnement Canada, 2002).

L'évaluation nationale mettait l'accent sur les effets de champ proche (zone exposée rapprochée), 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 ont recueilli des données dans plusieurs zones. Les données provenant de plus d'une zone ont été regroupées seulement lorsque l'inspection des procédures utilisées dans les rapports d'interprétation le justifiait. Pour calculer l'ampleur et la signification statistique des effets sur les cinq paramètres concernant les poissons et les quatre paramètres concernant les invertébrés benthiques, on a utilisé l'outil d'évaluation statistique (OES), un programme élaboré à l'origine par l'Institut national de recherche sur les eaux d'Environnement Canada.

Les premières étapes communes aux analyses des données sur les poissons et les invertébrés benthiques ont été les suivantes : en premier lieu, les données électroniques présentées ont été examinées afin de déceler toute erreur flagrante (p. ex. champs manquants, erreurs de saisie évidentes, stations ou zones mal nommées). Puis, à l'aide de l'OES, on a sélectionné les données à analyser et notamment supprimé les observations aberrantes (études des poissons). Toutes les données ont ensuite été soumises à des analyses dans l'OES au moyen d'analyses de variance ou de covariance afin de comparer statistiquement les zones exposées et les zones de référence pour chaque paramètre 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. Le niveau 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 été log-transformées et soumises à une analyse de covariance (tous les paramètres sauf l'âge); les données sur l'âge des poissons n'ont pas été transformées et ont été soumises à une analyse de variance. Les données sur les invertébrés ont également été soumises à une analyse de variance et n'ont pas été transformées, sauf les données sur la densité, qui ont été log-transformées. On trouvera une discussion plus poussée de la transformation des données et des méthodes d'analyse dans le *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux* (Environnement Canada, 2002) ainsi que dans 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 des résultats d'un grand nombre d'études indépendantes. 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, la 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 synthétisés dans la figure 1. L'axe horizontal représente la taille d'effet normalisée et la ligne verticale, un effet nul. Le résultat de chaque groupe de mines (p. ex. groupement par type de minerais) 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 paramètre mesuré. De même, les intervalles de confiance situés à la gauche de la ligne d'effet nul indiquent une diminution pour ce paramètre mesuré. Les intervalles de confiance à 95 % qui ne chevauchent pas la ligne d'effet nul représentent des augmentations ou des diminutions statistiquement significatives pour le groupe pris dans son ensemble. Les grands groupes de mines non significatifs dans leur ensemble

peuvent être composés de sous-groupes, dont certains ou la totalité peuvent présenter des effets statistiquement significatifs. La plupart des résultats des méta-analyses des sections suivantes sont présentés selon ce format.

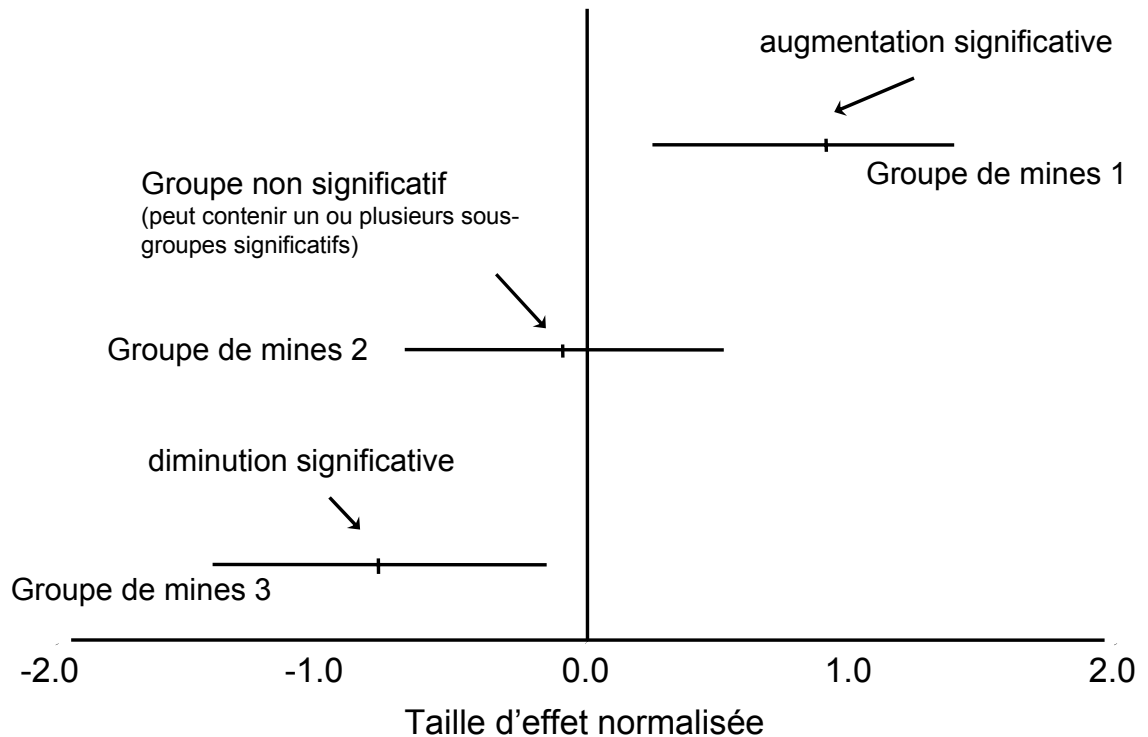


Figure 1: Exemple de représentation graphique des résultats d'une méta-analyse. La taille de l'effet est mesurée selon la transformation de Hedges (d) (voir le texte).

Nous avons utilisé une variante de la méta-analyse pour étudier deux des grandes questions soulevées dans le cadre de cette évaluation, et qui portaient sur l'influence de la concentration des effluents et du caractère continu ou intermittent des rejets. Il s'agit d'une approche régressive dans laquelle on effectue une régression de la taille d'effet normalisée (d de Hedges) sur la variable continue en cause à l'aide de procédures de méta-analyse (Rosenberg *et al.*, 2000).

Nous avons en outre examiné les profils de réponse à l'aide d'une troisième forme d'analyse, dans laquelle les résultats des méta-analyses étaient soumis à des analyses soit multivariées soit bivariées (Faith *et al.*, 1987; Belbin, 1992; Lowell et Culp, 2002; Lowell *et al.*, 2003). Les tendances de la distribution des mines dans les graphiques obtenus reflètent certains profils d'effets des effluents, comme on le verra dans les sections suivantes. On a enrichi l'interprétation de l'analyse multivariée des poissons en représentant sous forme graphique les vecteurs de corrélation des axes principaux (Belbin, 1992), calculés à l'aide d'une technique de régression linéaire multiple qui déterminait la relation linéaire entre chacun des paramètres normalisés et l'espace d'ordination. Chaque vecteur donnait la direction du meilleur ajustement dans l'espace d'ordination pour un paramètre donné. Cette démarche s'est avérée plus efficace que la

corrélation des paramètres aux axes d'ordination, car elle fournissait la direction du meilleur ajustement sans dépendre du positionnement des axes.

4.0 Étude des poissons

L'étude des poissons adultes, qui sert à déterminer si l'effluent de la mine nuit aux populations de poissons, compare les poissons exposés à l'effluent à ceux des zones de référence. L'étude s'appuie sur la croissance des poissons, leur reproduction, leur condition et la structure d'âge pour évaluer l'état de santé des poissons exposés. On a recours pour cela à la mesure de cinq paramètres principaux : poids selon l'âge; poids relatif des gonades; poids relatif du foie; condition (rapport du poids corporel à la longueur); âge. Le *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux* (Environnement Canada, 2002) recommande aux mines de prélever des échantillons d'adultes de deux espèces sentinelles de poissons et de procéder à l'analyse des cinq paramètres sur les deux espèces.

4.1 Traitement des données et méthodologie

Les données de 48 des 52 études sur les poissons par échantillonnage destructeur ont été présentées sous forme électronique. Au total, 35 de ces études, dont trois études conjointes (menées dans chaque cas par deux mines), contenaient des données sur les poissons adultes dont le degré de réplication était suffisant (au moins 12 poissons de même sexe et de même espèce par zone) pour permettre l'analyse statistique. De plus, 24 mines ont mené des études sur les poissons par échantillonnage non destructeur et 4 mines d'autres études, dont une étude sur des poissons en mésocosme, une étude sur des bivalves en cage et une étude d'incubation des œufs de poissons. Étant donné qu'elles faisaient appel à des paramètres de nature différente, les études non létales et les autres études n'ont pas été retenues dans les présentes analyses sommaires. Avant l'analyse, on a examiné les données présentées sous forme électronique pour éliminer les erreurs et les données incomplètes. Si la majorité des données soumises étaient de bonne qualité, plusieurs mines ont connu des problèmes pendant les travaux de terrain (tableau 2).

Tableau 2 : Exemples de problèmes survenus pendant les études des poissons de la phase 1.

Problèmes	Nombre de mines
Une seule espèce sentinelle signalée	9
Nombre insuffisant de poissons (<12) de l'un ou des deux sexes chez une ou deux espèces sentinelles	34 ^a
Capture de poissons immatures	10
Problèmes reliés à la détermination de l'âge	6 ^b
Aucune capture de poissons à cause des mauvaises conditions climatiques	1
Regroupement de poissons capturés selon des techniques de pêche multiples ^c	14 ^d

^a Vingt et un cas où le nombre de poissons capturés était insuffisant tant dans la zone exposée que dans la zone de référence, sept dans la zone de référence seulement et six dans la zone exposée seulement.

^b Cinq mines n'ont pas essayé ou ont été incapables de déterminer l'âge des épinoches à cinq épines (*Culaea inconstans*), et une mine n'a pas pu déterminer l'âge des épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) parce que les anneaux n'étaient pas assez visibles.

^c Recours à des techniques de pêche multiples pour capturer un nombre suffisant de poissons.

^d Douze mines ont employé des techniques de pêche différentes dans la zone exposée et la zone de référence.

Trente-deux espèces de poissons ont été utilisées comme espèces sentinelles par les mines qui ont effectué des études par échantillonnage destructeur sur l'ensemble du pays. Sur ces 32 espèces, 21 ont été retenues dans l'évaluation nationale. La fréquence d'utilisation des espèces apparaît au tableau 3.

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

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

<i>Petits poissons</i>			
Épinoche à cinq épines	<i>Culaea inconstans</i>	7	6
Méné de lac	<i>Couesius plumbeus</i>	6	3
Méné perlé	<i>Margariscus margarita</i>	6	4
Queue à tache noire	<i>Notropis hudsonius</i>	4	2
Omisco	<i>Percopsis omiscomaycus</i>	4	3
Chatte de l'est	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	2	0
Fouille-roche	<i>Percina caprodes</i>	2	1
Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	2	2
Épinoche à neuf épines	<i>Pungitius pungitius</i>	2 ^c	1
Naseux de rapides	<i>Rhinichthys cataractae</i>	2	2
Chabot tacheté	<i>Cottus bairdi</i>	1	1
Chabot visqueux	<i>Cottus cognatus</i>	1	1
Épinoche à trois épines	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	1	1
Méné à nageoires rouges	<i>Luxilis cornutus</i>	1	0
Nombre total d'études sur les petits poissons		41	27

^a Inclut toutes les espèces et toutes les études pour lesquelles on a soumis des données partielles.

^b Inclut seulement les études dont les données électroniques fournies sont suffisantes pour les inclure dans l'évaluation nationale (exclut par exemple les cas où le nombre de poissons adultes capturés est insuffisant).

^c Inclut, dans le cas de l'épinoche à neuf épines, une étude 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 des tailles d'effet

Pour chacun des cinq paramètres principaux, la figure 2 donne 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 étaient parallèles (majorité des comparaisons). Pour une mine et un paramètre donnés, un maximum de quatre comparaisons était possible (deux espèces de poissons et deux sexes). C'est pour la condition que la fourchette de pourcentage de différence était la plus étroite (-25 % à 35 %), suivie par le poids du foie (-45 % à 60 %). La condition est par nature un paramètre moins variable, et on a observé ce genre de fourchette étroite chez les poissons exposés aux effluents des fabriques de pâtes et papiers (Lowell *et al.*, 2003, 2005). Le poids des gonades était le paramètre pour lequel la fourchette des effets mesurés était la plus large (-55 % à 350 %). Pour les deux autres paramètres, la fourchette était d'ampleur intermédiaire (-70 % à 120 % pour le poids selon l'âge; -45 % à 105 % pour l'âge).

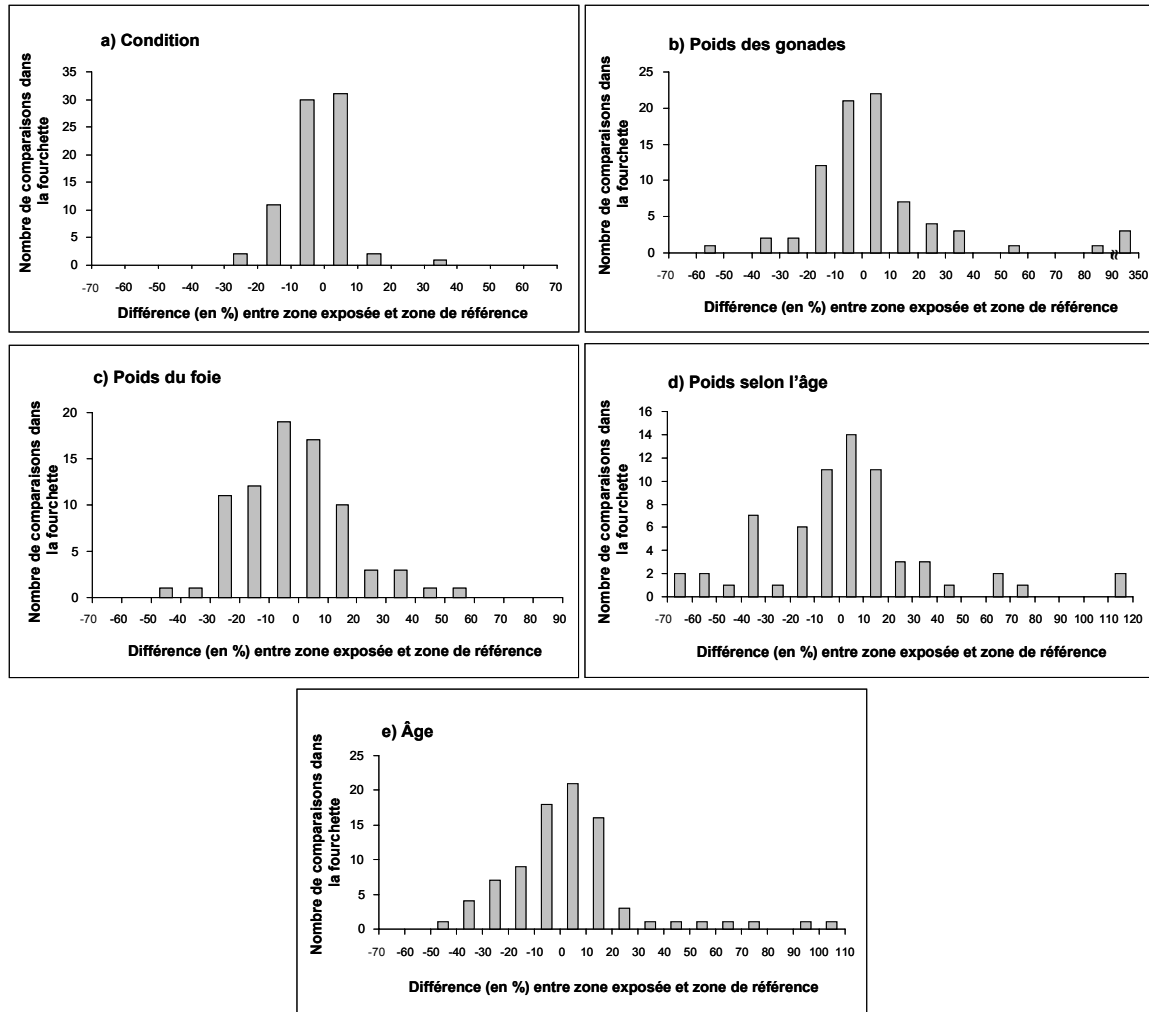


Figure 2 : Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre les poissons des zones exposées et des zones de référence dans la phase 1 des ESEE des mines de métaux pour a) la condition, b) le poids des gonades, c) le poids du foie, d) le poids selon l'âge et e) l'âge.

La figure 3 illustre le nombre de comparaisons révélant des différences non significatives, des différences significatives dans les moyennes (ajustées pour l'analyse de covariance), ou des interactions significatives pour chacun des cinq paramètres mesurés chez les poissons. 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 qu'elles peuvent être considérées comme non parallèles. Par exemple, dans une régression du poids des gonades sur le poids corporel, des pentes non parallèles 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. À noter que les données sur l'âge ont été traitées par analyse de variance et ne produisent donc pas d'interactions.

Voir dans Environnement Canada (2002) des renseignements complémentaires sur les procédures d'analyse de covariance et d'interprétation des résultats.

Pour les cinq paramètres, entre 33 % (âge) et 60 % (condition) des comparaisons étaient significatives (ce qui inclut tant les différences significatives dans les moyennes que les interactions significatives; voir figure 3). Le nombre d'interactions significatives était assez semblable pour les quatre paramètres soumis à l'analyse de covariance (environ 15-20 % des comparaisons).

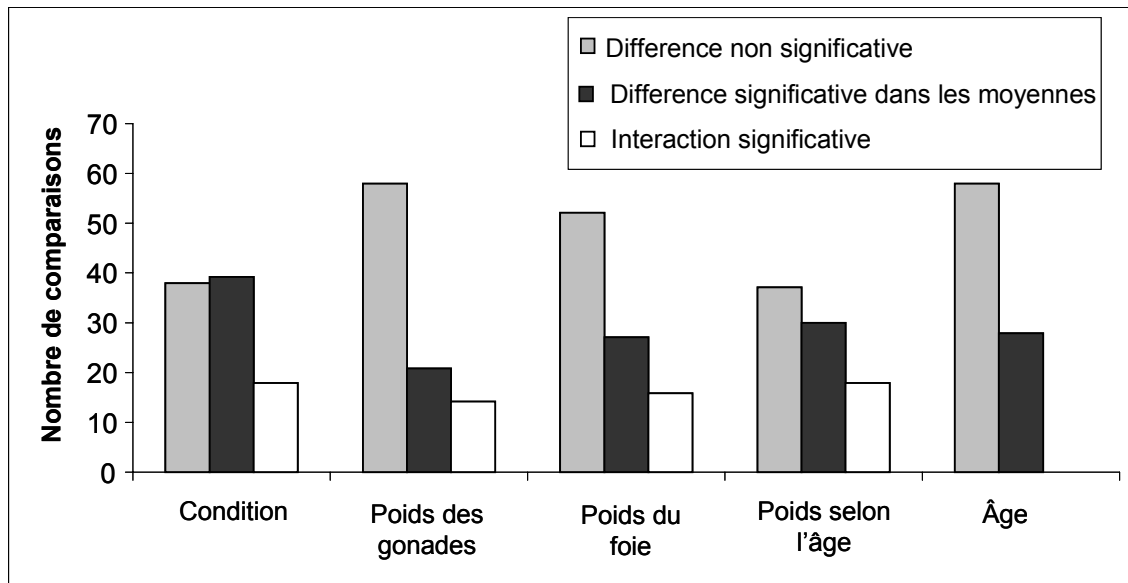


Figure 3 : Nombre de comparaisons de poissons des zones exposées et des zones de référence révélant des différences non significatives, des différences significatives dans les moyennes ou des interactions significatives.

4.3 Profils de réponse – Moyennes nationales

On obtient les profils des moyennes nationales des réponses pour les poissons exposés aux effluents des mines en représentant par un graphique la moyenne générale et les intervalles de confiance à 95 % d'après les méta-analyses de toutes les mines sur l'ensemble du pays (fig. 4). Ces analyses ont montré que, en moyenne, les poissons exposés aux effluents 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 avaient le foie plus petit. On n'a pas observé d'effet semblable à l'échelle nationale pour la taille relative des gonades, le poids selon l'âge, ou l'âge (mesures en rapport avec la reproduction, le taux de croissance et la survie respectivement), les intervalles de confiance à 95 % chevauchant le zéro pour ces trois dernières variables.

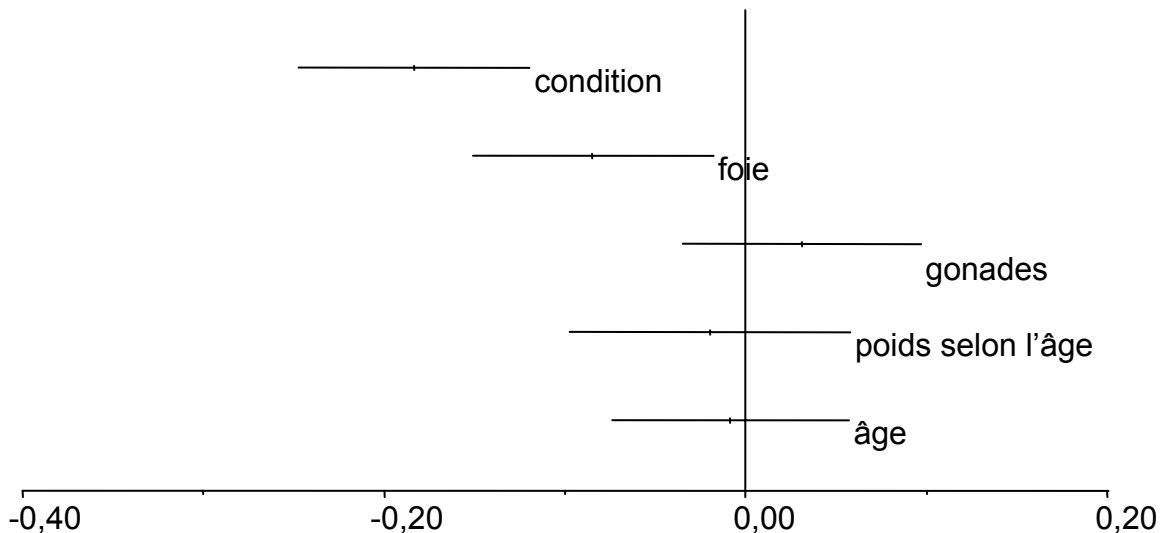


Figure 4 : Moyennes générales des paramètres mesurés chez les poissons pour les mines de métaux. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : condition = 77, foie = 79, gonades = 79, poids selon l'âge = 67, âge = 86.

Ces profils des moyennes nationales des réponses pour les mines sont nettement différents des profils 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). 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 (fig. 5). Ce schéma indique généralement un enrichissement en éléments nutritifs couplé à une perturbation métabolique (Munkittrick *et al.*, 2000) et constitue un domaine actif de recherche (Hewitt *et al.*, 2005; McMaster *et al.*, 2005; Parrott 2005). Les fabriques de pâtes et papiers apportent en général des matières organiques et autres nutriments aux eaux réceptrices (enrichissement en éléments nutritifs), ce qui se traduit par des effets globalement stimulants 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 représentées à la figure 4 allaient plutôt dans le sens d'une inhibition (poissons plus minces, au foie plus petit). Des types semblables d'effets inhibiteurs ont été signalés dans un certain nombre d'études antérieures portant sur des poissons exposés à des contaminants métalliques (voir par exemple 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 une recension dans Munkittrick et Dixon, 1988; Munkittrick *et al.*, 1991, 1994, 2000). Par exemple, ils peuvent être dus aux effets inhibiteurs directs de l'effluent sur les poissons ou à la limitation des ressources alimentaires résultant de l'altération de l'habitat et des effets inhibiteurs sur les proies, comme les invertébrés benthiques.

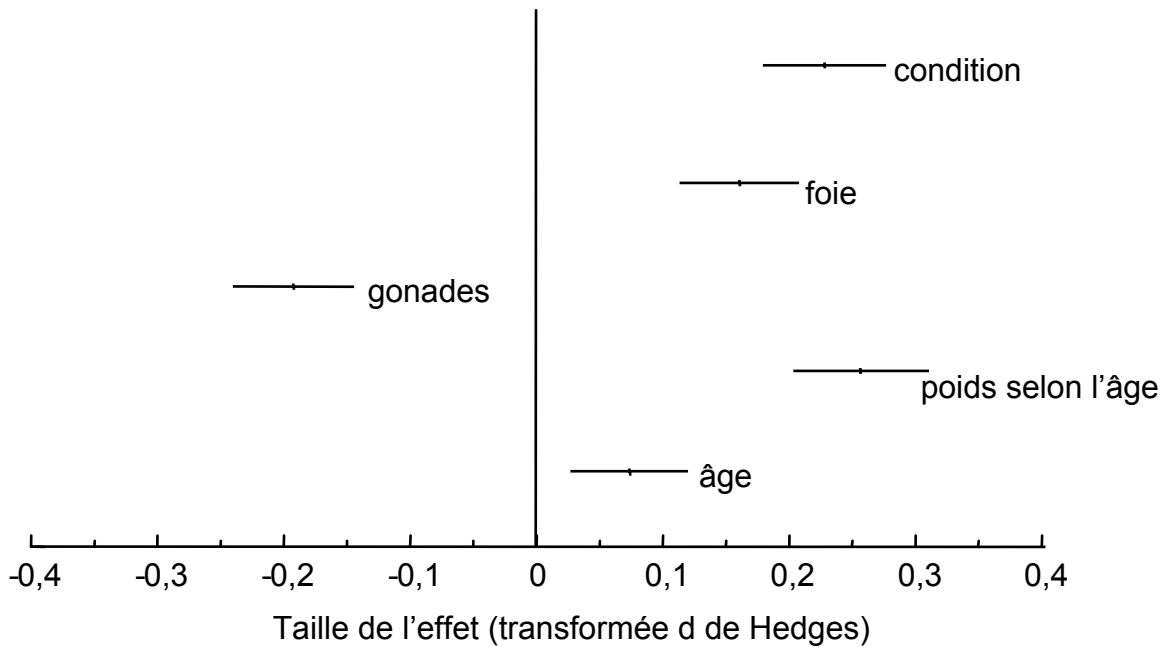


Figure 5 : Moyennes générales pour les paramètres des poissons, cycle 2 des pâtes et papiers. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : condition = 123, foie = 128, gonades = 126, poids selon l'âge = 100, âge = 133.

4.4 Profils de réponse – Autres méta-analyses et analyses multivariées

Il est à noter que l'industrie minière canadienne est très hétérogène; il est donc instructif de subdiviser les résultats des méta-analyses en répartissant les mines en sous-groupes. Si on subdivise les données selon les grands types d'habitat des eaux réceptrices (définis par les mines qui soumettent les données), des profils plus détaillés de réponse apparaissent (fig. 6, qui comprend la moyenne générale nationale pour la condition présentée à la fig. 4). Les deux types d'habitat les plus courants sont les lacs (habitats lacustres) et les rivières (habitats fluviaux). On a regroupé, parmi les habitats fluviaux, les zones d'érosion et de sédimentation, la nature mobile des poissons rendant problématique leur différenciation (voir les méta-analyses sur les invertébrés benthiques). La condition présentait une nette réduction dans les habitats lacustres mais non dans les rivières. C'était aussi le cas dans les habitats de ruisseau, mais la faible taille des échantillons accroît la possibilité que le phénomène soit dû à des facteurs autres que le type d'habitat. On peut donc accorder une plus grande confiance aux conclusions basées sur les résultats obtenus pour les lacs et les rivières. Il faut noter que la taille de l'échantillon, dans les méta-analyses sur les poissons, renvoie au nombre de comparaisons (ou d'études) zones exposées – zones de référence, et non au nombre de poissons capturés au cours d'une étude.

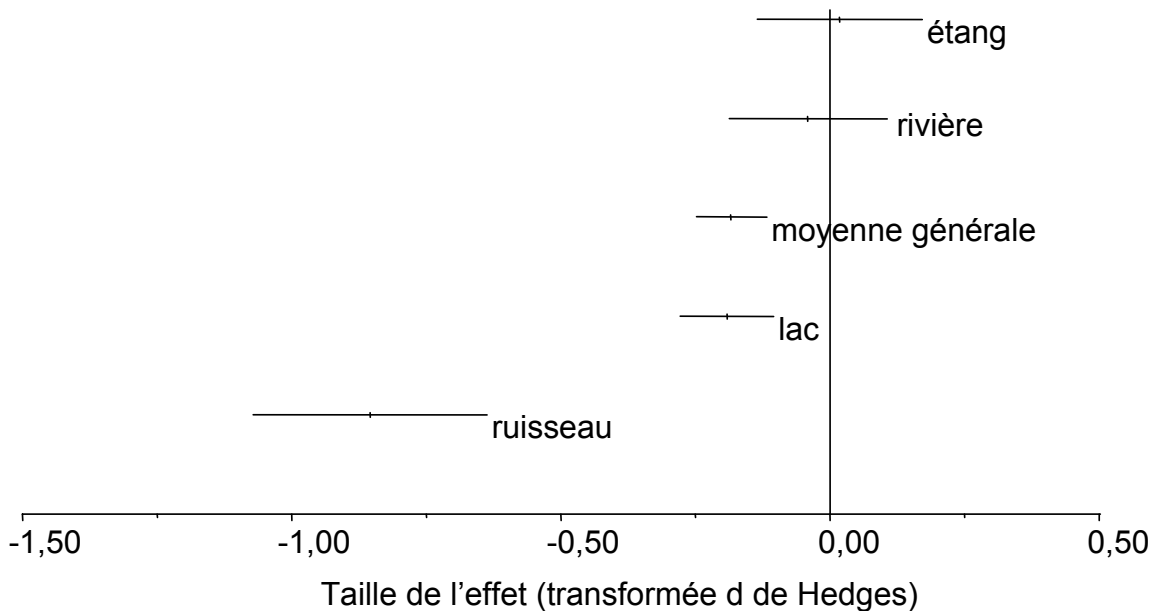


Figure 6 : Condition des poissons selon le type d'habitat. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : étang = 6, rivière = 16, lac = 49, ruisseau = 6.

La taille relative du foie présentait une réduction significative dans les habitats lacustres, mais une augmentation, quoique peu significative, dans les habitats fluviaux (fig. 7). Les effluents des mines semblent donc avoir des effets différents sur les poissons dans ces deux types d'habitat. Bien que, comme il est indiqué ailleurs dans ce rapport, les effluents des mines soient fréquemment associés à des effets inhibiteurs, des augmentations de la taille du foie ont été signalées dans au moins une étude antérieure (Dubé *et al.*, 2005). La taille du foie affichait aussi une augmentation significative dans les habitats d'étang, mais la taille de l'échantillon était très petite. Si la moyenne générale de la taille relative des gonades n'était pas significativement différente de zéro, la subdivision selon le type d'habitat a montré une augmentation significative de la taille des gonades dans les habitats fluviaux (fig. 8). D'autres méta-analyses (non détaillées ici) indiquaient que le taux de croissance et l'âge étaient significativement en hausse dans les habitats lacustres et en baisse dans les habitats fluviaux, mais ces résultats provenaient de sous-ensembles de mines différents de ceux qui causaient les principaux profils de réponse pour la condition et la taille du foie (analyses inédites). Cela signifie que les fortes hausses du taux de croissance n'étaient pas associées à de fortes baisses du coefficient de condition et de la taille du foie aux mêmes mines.

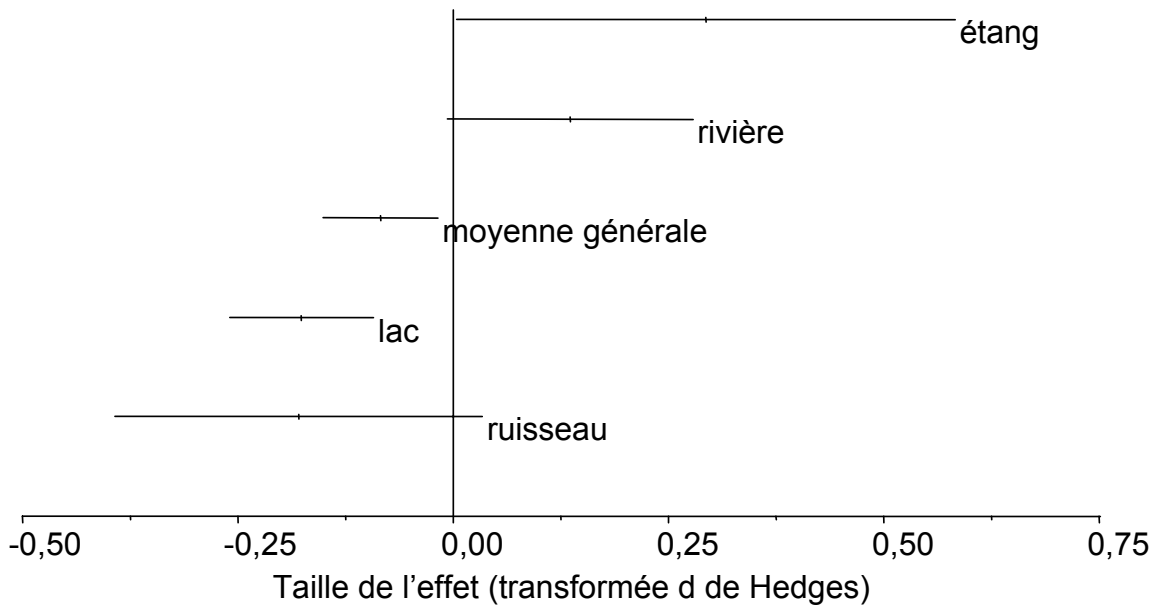


Figure 7 : Taille du foie des poissons selon le type d'habitat. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : étang = 3, rivière = 17, lac = 53, ruisseau = 6.

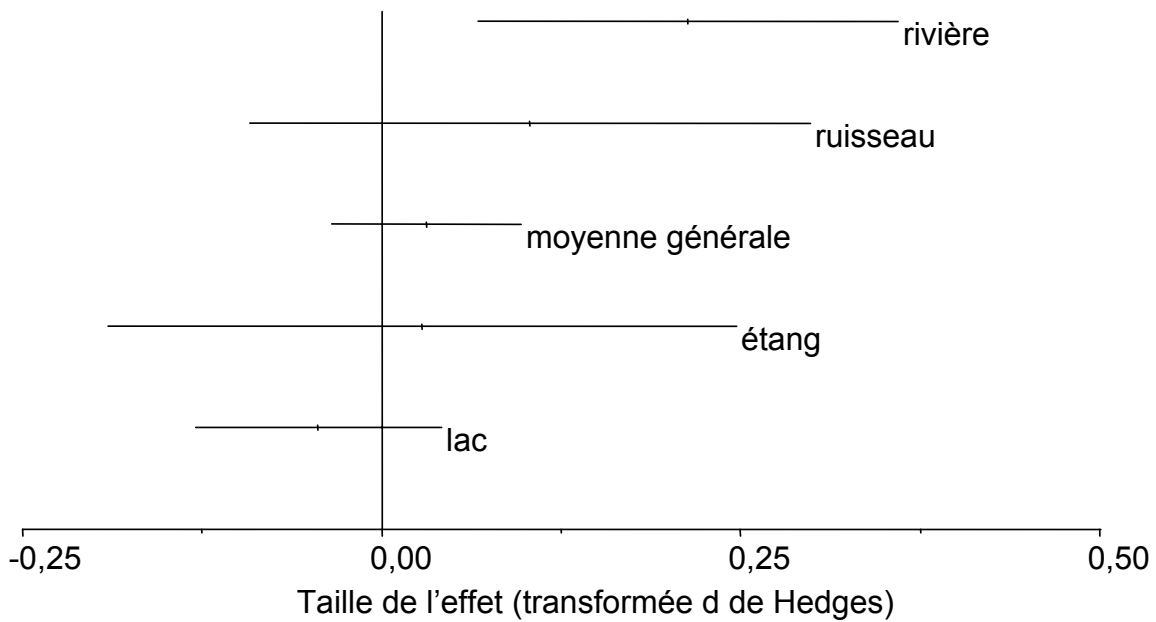


Figure 8 : Taille des gonades des poissons selon le type d'habitat. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : rivière = 17, ruisseau = 7, étang = 5, lac = 50.

La subdivision des mines selon le type de minerai (d'après la définition des mines qui présentent des données) a révélé des profils de réponse plus détaillés. Les deux types de minerais les plus courants étaient les métaux précieux et les métaux communs, et la condition des poissons révélait une baisse significative dans les eaux réceptrices d'effluents de mines de métaux précieux (fig. 9). Le sous-groupe de l'uranium présentait aussi une baisse significative de la condition, malgré la faible taille de l'échantillon. Combinés, les sous-groupes des métaux ferreux et de l'uranium ont contribué à abaisser la moyenne générale de la taille relative du foie, bien que la taille de l'échantillon ait été faible pour chacun des sous-groupes (fig. 10). La taille relative des gonades n'était significative pour aucun des sous-groupes des types de minerais (fig. 11). Des méta-analyses complémentaires (non présentées ici) révélaient une baisse significative du taux de croissance et de l'âge pour le sous-groupe des métaux précieux, et une hausse significative du taux de croissance pour le sous-groupe des métaux communs (analyses inédites).

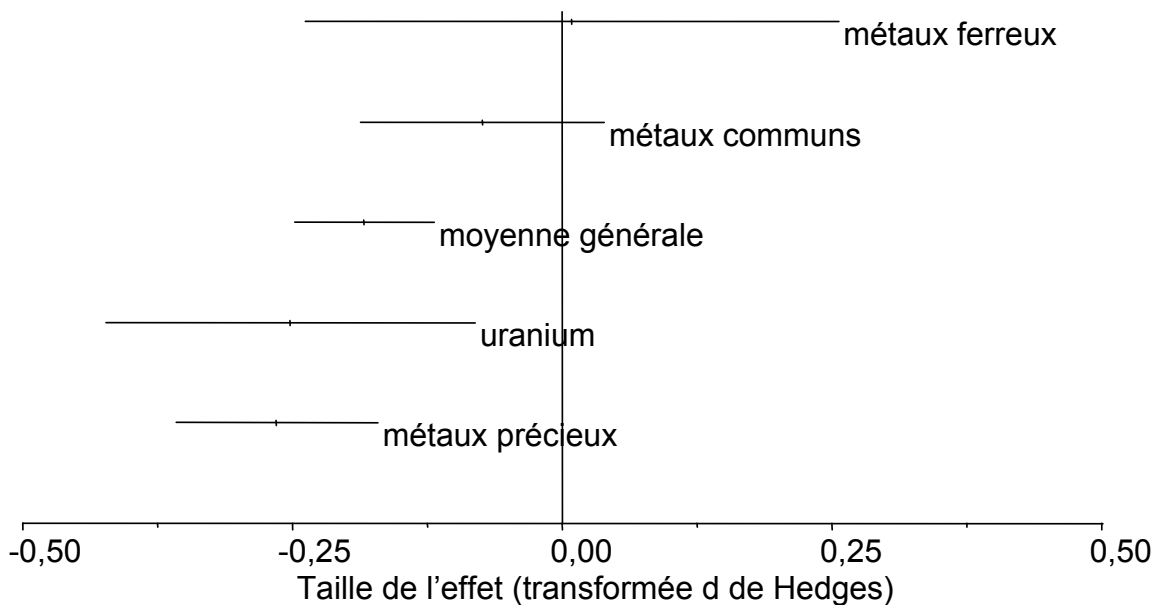


Figure 9 : Condition des poissons selon le type de minerai. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : métaux ferreux = 7, métaux communs = 25, uranium = 11, métaux précieux = 34.

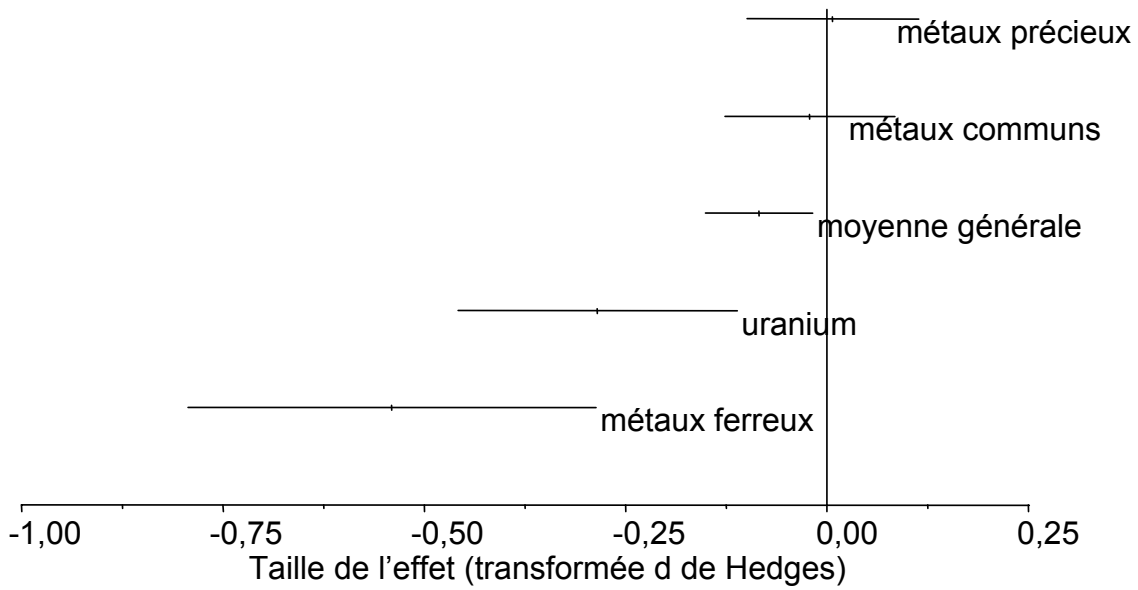


Figure 10 : Taille du foie des poissons selon le type de minerai. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : métaux précieux = 31, métaux communs = 29, uranium = 12, métaux ferreux = 7.

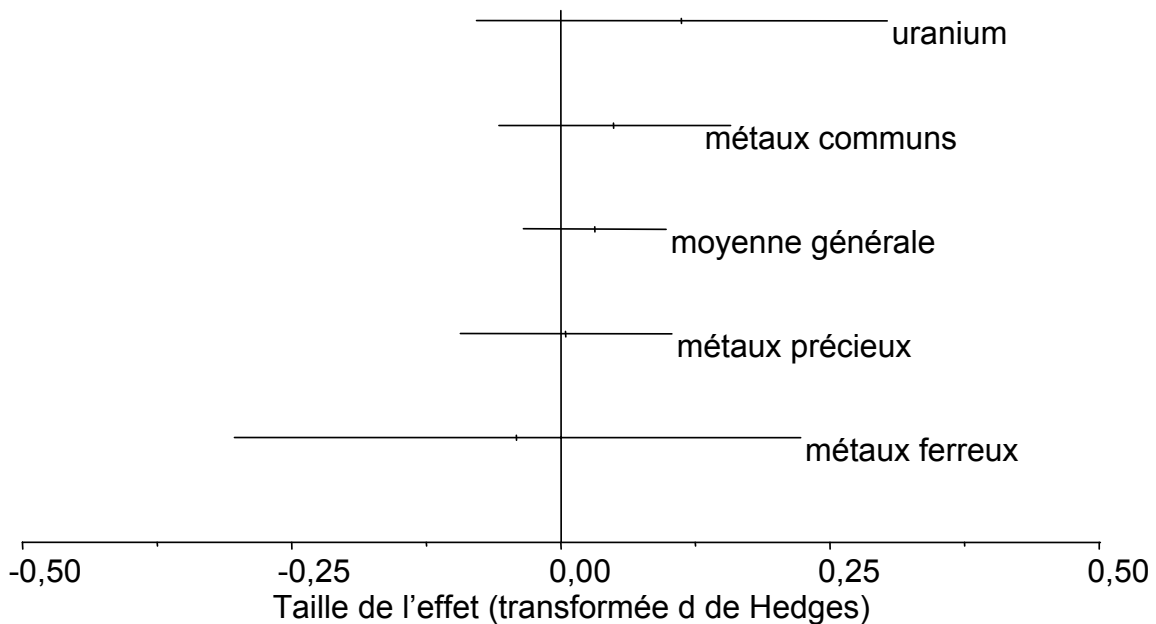


Figure 11 : Taille des gonades des poissons selon le type de minerai. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : uranium = 10, métaux communs = 27, métaux précieux = 36, métaux ferreux = 6.

Les profils de réponse étaient parfois, mais pas toujours, influencés par le sexe et l'espèce des poissons. Par exemple, la taille relative des gonades augmentait de façon significative chez les mâles, mais non chez les femelles (fig. 12). Les mâles se démarquaient aussi significativement des femelles pour la réponse concernant l'âge (tendance plus nette à une augmentation de l'âge), mais pour aucun des sexes le résultat n'était très nettement différent de zéro (fig. 13). Les mâles et les femelles ne différaient pas de façon significative pour les trois autres paramètres mesurés. Des différences significatives ont aussi été observées entre les espèces de poissons (p. ex. la taille relative des gonades, fig. 14). Toutefois, la plupart des espèces n'ont été utilisées que pour un très petit nombre d'études (faible taille d'échantillon pour les comparaisons des méta-analyses), de sorte que les différences observées pourraient avoir été dues à des facteurs cooccurrents autres que l'espèce.

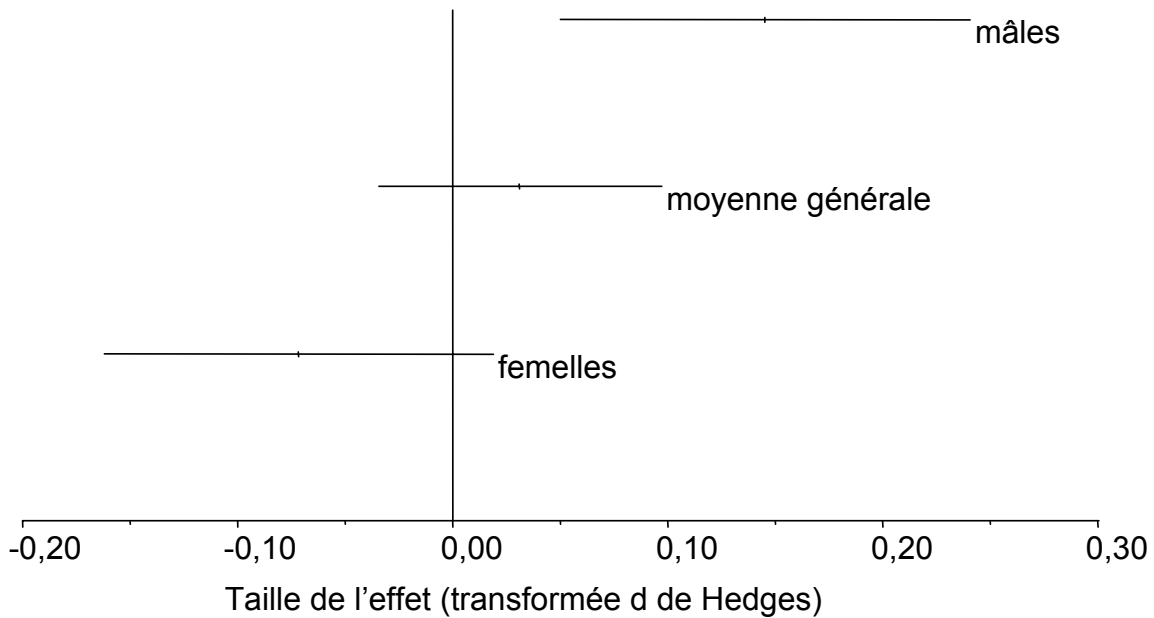


Figure 12 : Taille des gonades des poissons selon le sexe. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : mâles = 38, femelles = 41.

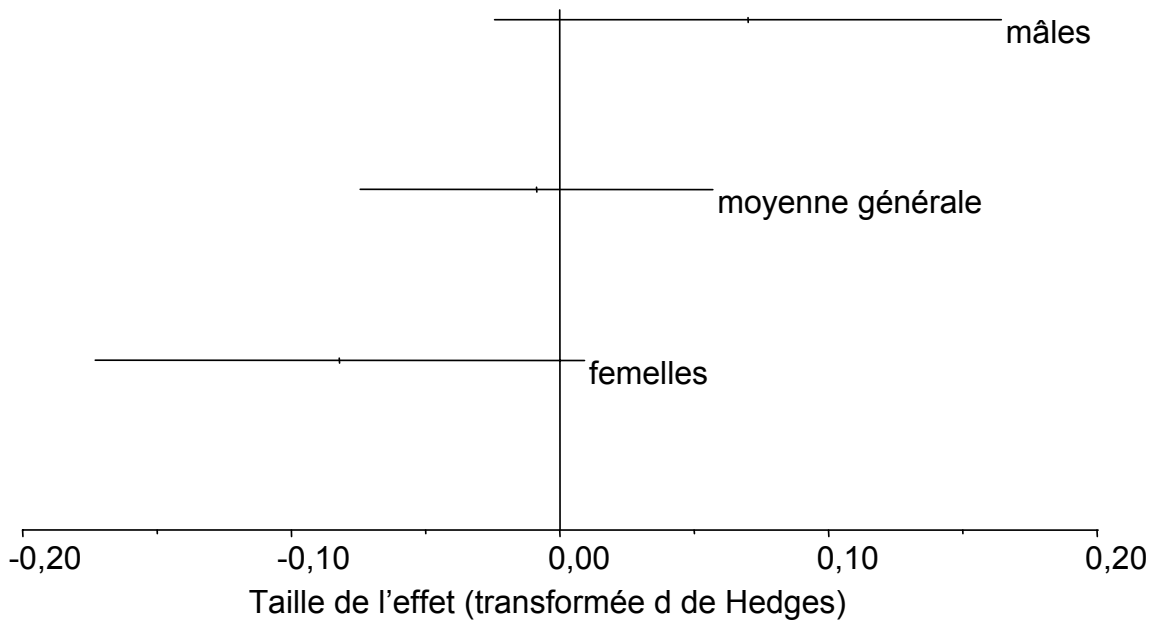


Figure 13 : Âge des poissons selon le sexe. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons : mâles = 42, femelles = 44.

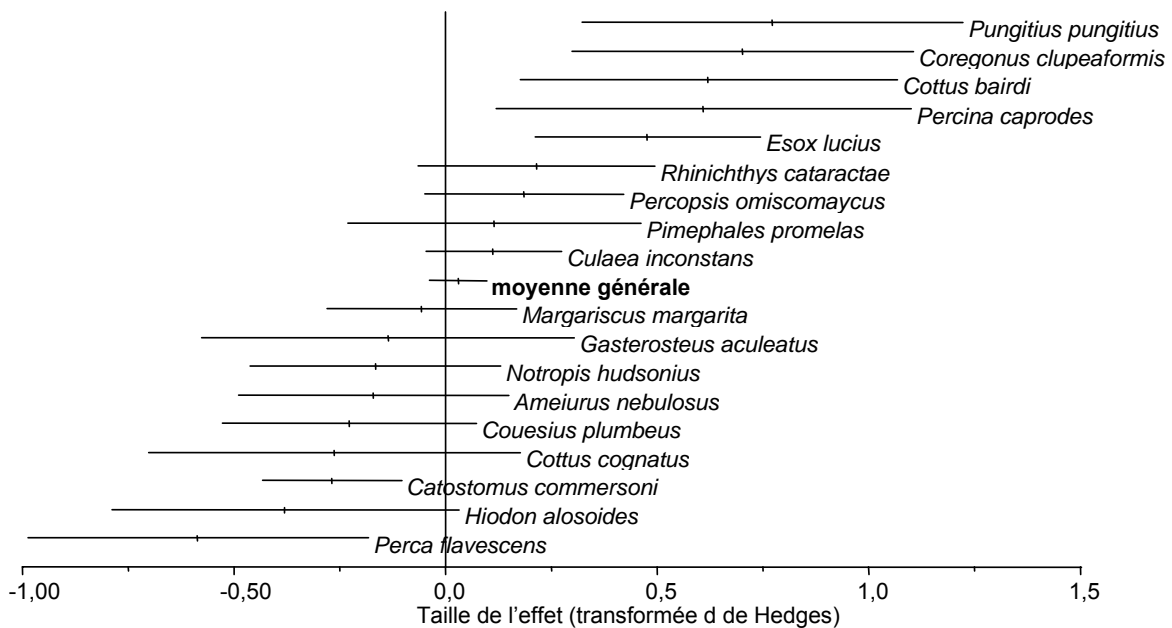


Figure 14 : Taille des gonades des poissons selon l'espèce. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons = 2 à 5, sauf pour *Culaea inconstans* = 10, *Margariscus margarita* = 7, *Catostomus commersoni* = 15. Voir au tableau 3 les noms communs français des poissons.

On a procédé à des méta-analyses de régression pour déterminer si les réponses des poissons (ou des invertébrés benthiques) étaient influencées par le caractère intermittent ou continu des rejets des mines. À cette fin, on a effectué la régression de la taille d'effet normalisée (transformée d de Hedges) sur le nombre de mois où ont eu lieu des rejets d'effluents au cours de l'année. Pour le principal point de rejet de presque toutes les mines, à l'échelle nationale, le nombre de mois de rejet par an était relativement constant ces dernières années, de sorte que les analyses ont été effectuées sur les données de 2004, année pour laquelle la série de données était la plus complète. On a réalisé des régressions pour les cinq principaux paramètres concernant les poissons et pour les quatre principaux paramètres concernant les invertébrés benthiques. La fourchette du nombre de mois de rejet était très vaste (1-12 mois); toutefois, aucune des régressions n'était statistiquement significative, ce qui montre une absence de corrélation entre les effets des effluents et le nombre de mois de rejet au cours de l'année (voir p. ex. fig. 15). Il faut noter que chaque point de la figure 15 représente une comparaison zone exposée – zone de référence, et que la ligne de meilleur ajustement fournie par la méta-analyse est également présente. Les données permettent donc de penser que les effets de l'effluent ne sont pas fortement influencés par le caractère intermittent ou continu du rejet.

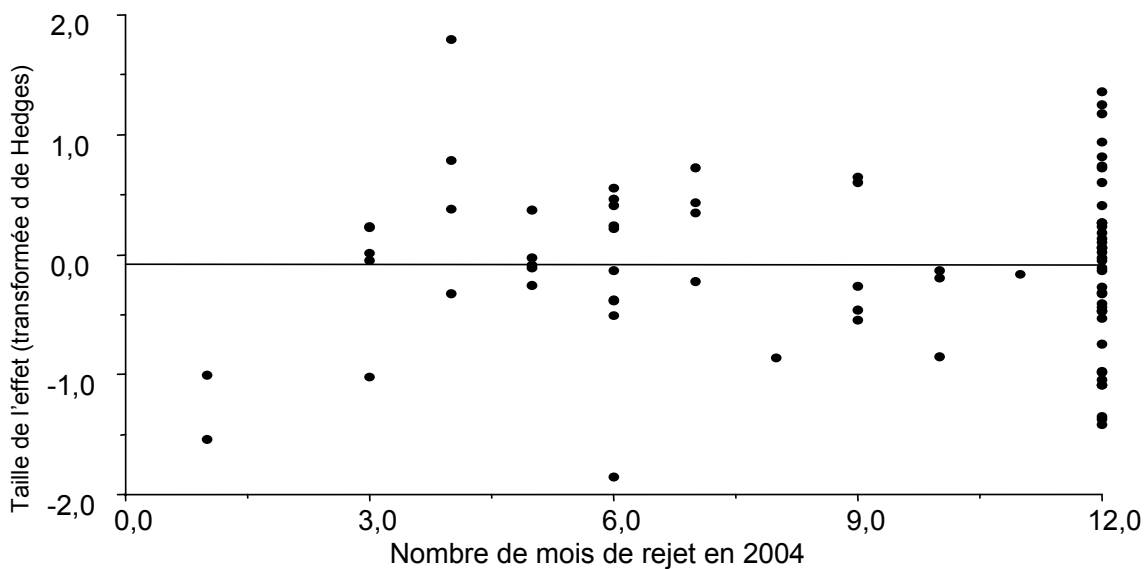


Figure 15 : Méta-analyse de régression de la taille d'effet normalisée (foie des poissons) sur le nombre de mois de rejet de l'effluent.

Les profils de réponse nationaux concernant les poissons ont fait l'objet d'examen complémentaires par analyse multivariée du résultat des méta-analyses. On a eu recours à l'ordination par cadrage multidimensionnel pour ajuster les tailles d'effet normalisées (transformée d de Hedges) relatives aux cinq paramètres (cinq dimensions de données) en un espace d'ordination bidimensionnel (fig. 16; Faith *et al.*, 1987; Belbin, 1992; Lowell et Culp, 2002). Chacun des points de données de la figure 16 correspond à une comparaison zone exposée – zone de référence. Étant donné que les études sur les poissons intégraient jusqu'à deux espèces et deux sexes par mine, chaque mine était

représentée par quatre points au maximum dans la figure. Seules les mines qui apportaient des données valides pour les cinq paramètres pouvaient être incluses dans les analyses. Les mines (points de données) qui sont rapprochées dans la figure 16 étaient plus semblables quant aux effets mesurés que les mines plus distantes les unes des autres. Les vecteurs de corrélation des axes principaux sont également tracés pour montrer la direction de meilleur ajustement dans l'espace d'ordination pour chacun des cinq paramètres. Les coefficients de corrélation étaient statistiquement significatifs pour tous les vecteurs ($r > 0,34$, $P < 0,05$).

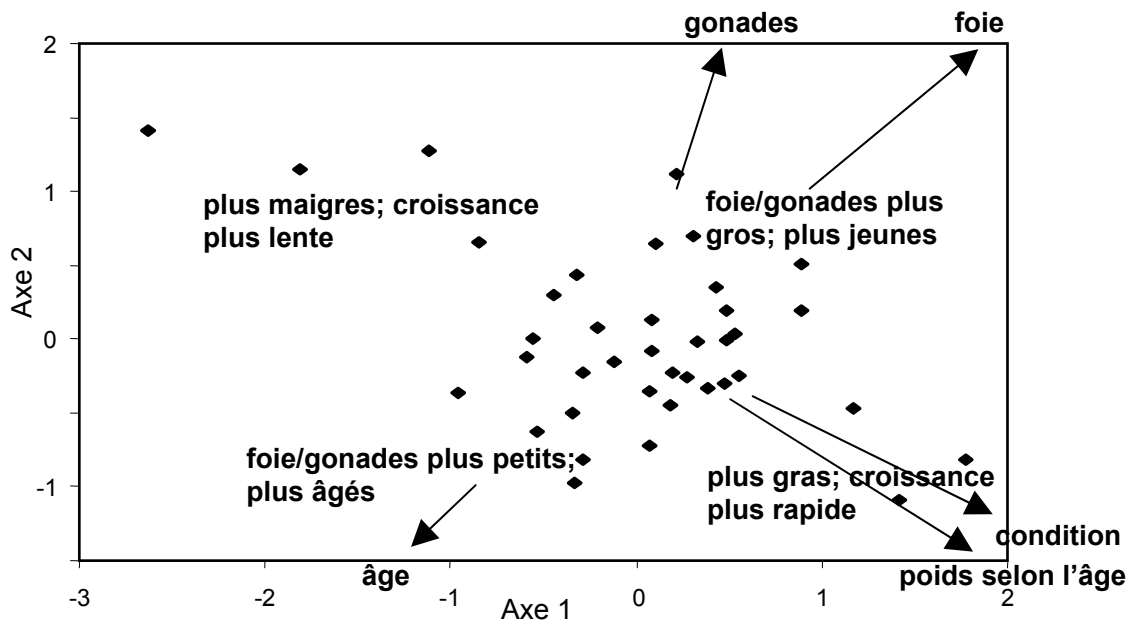


Figure 16 : Analyse de cadrage multidimensionnelle du résultat des méta-analyses sur les poissons.

Une certaine distorsion est inévitable lorsqu'on comprime cinq dimensions de données en deux dimensions, et cette distorsion est mesurée sous forme de « stress » dans l'ordination multidimensionnelle. Le but est de maintenir le stress au-dessous de 0,2 pour faciliter une interprétation fiable des analyses. Le niveau de stress de ces analyses étant de 0,16, la distorsion entrainait dans des limites acceptables pour l'interprétation des données.

Les schémas de distribution des points de données de la figure 16 révèlent donc les divers profils de réponse qui ont été mesurés à l'échelle nationale pour les poissons exposés aux effluents. Le positionnement des vecteurs correspondant aux cinq paramètres mesurés aide à identifier les secteurs de l'espace d'ordination correspondant aux divers grands profils de réponse. Pour les mines entrant dans l'espace d'ordination allant du centre du groupe de points à la partie supérieure gauche de la figure, les poissons exposés étaient plus maigres et présentaient une croissance plus lente. Ceux de la partie inférieure

droite de la figure étaient plus gras et avaient une croissance plus rapide. Ceux de la partie inférieure gauche étaient plus âgés et présentaient un foie et des gonades relativement plus petits. Ceux de la partie supérieure droite étaient plus jeunes et présentaient un foie et des gonades relativement plus gros. À une échelle plus grossière, les poissons des mines situées entre le centre du groupe de points et la limite gauche de l'espace d'ordination présentaient davantage de réponses d'inhibition à l'exposition aux effluents, alors que ceux des mines représentées en croissant du côté droit de l'espace d'ordination présentaient davantage de réponses de stimulation.

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

Aux termes du REMM, on évalue, dans le cadre du programme d'ESEE, les effets sur l'utilisation du poisson en mesurant les concentrations de mercure dans les tissus de poissons prélevés dans la zone exposée et dans la zone de référence. Si une mine détecte des concentrations de mercure total égales ou supérieures à 0,1 µg/L dans le cadre de la caractérisation de l'effluent, elle est tenue de procéder à une analyse des tissus des poissons. Le *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux* (Environnement Canada, 2002) recommande de procéder à une analyse 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 définit ainsi l'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 cours de la première phase du suivi, seize mines ont effectué une analyse des tissus de poissons. Sur ces seize mines, dix ont signalé des concentrations de mercure dans leur effluent $\geq 0,1$ µg/L, tandis que six mines avaient des concentrations de mercure $< 0,1$ µg/L, mais ont toutefois choisi de procéder au dosage du mercure. Toutes ces mines se trouvaient au Québec, où les mines participaient volontairement à une étude conjointe organisée par l'Association minière du Québec pour aller proactivement au-delà de l'exigence de base fixée pour le mercure.

Un sommaire national des résultats des mesures du mercure dans les tissus de poissons apparaît à la figure 17. Une étude a été exclue de l'examen national parce qu'elle comparait des espèces différentes dans la zone exposée de champ proche et la zone de référence, ce qui invalidait l'exercice de comparaison. Dans une étude seulement, les concentrations de mercure dans les tissus de poissons étaient supérieures à 0,45 µg/g (poids humide) dans la zone exposée, et statistiquement différentes des mesures prises dans la zone de référence. Cette mine a signalé la présence dans son effluent de concentrations de mercure total de 0,1 et 0,2 µg/L. Toutes les autres mesures effectuées sur les poissons se situaient au-dessous du niveau d'effet de 0,45 µg/g de mercure total, ou n'étaient pas significativement différentes des données de la zone de référence.

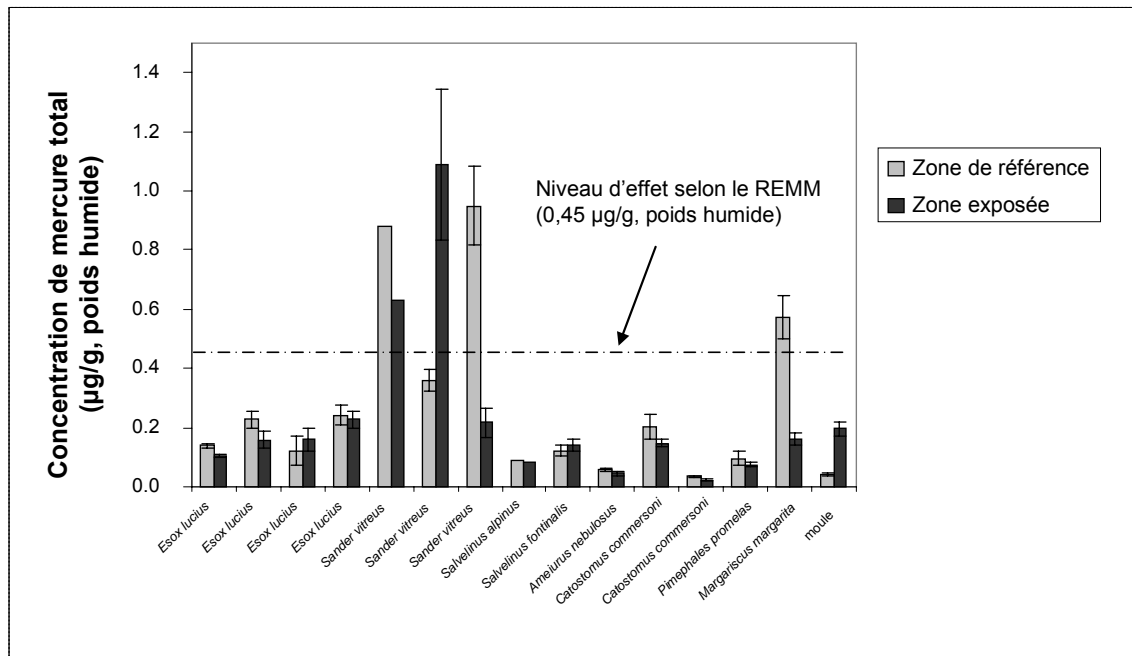


Figure 17 : Sommaire national des dosages du mercure dans les tissus de poissons pour la phase 1 du Programme d'ESEE des mines de métaux (moyenne ± 1 écart type; n = 5 à 33).

Remarque : Chaque paire de barres représente une étude. Les espèces de poissons sont présentées par ordre décroissant de taille de gauche à droite; une étude portant sur une moule est signalée à l'extrême droite.

6.0 Étude des communautés d'invertébrés benthiques

Le troisième grand volet du Programme d'ESEE est l'étude des communautés d'invertébrés benthiques, qui évalue les impacts de l'effluent d'une mine sur l'habitat du poisson. L'étude sur les 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 due à la contamination physique et chimique. Les quatre paramètres 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 dissimilitude de Bray-Curtis. Dans cette évaluation nationale, on a analysé les taxons au niveau de la famille (ou au-dessus, pour les quelques taxons signalés seulement à des niveaux taxonomiques plus élevés). Voir dans Bowman et Bailey (1997), Bailey *et al.*, (2001), Lenat et Resh (2001) et Culp *et al.*, (2003) des commentaires plus approfondis sur le niveau taxonomique de résolution.

6.1 Traitement des données et méthodologie

Au total, 69 mines ont procédé à une étude des communautés d'invertébrés benthiques. Les données de 57 études, dont une étude conjointe, ont été fournies sous une forme électronique permettant de les inclure dans l'évaluation nationale (tableau 4). Sur ces 57 études, 38 faisaient appel à un plan contrôle-impact, 18 à un plan contrôle-impact multiple, et une à un plan par gradient. Comme il est précisé à la section 3.1, les 57 études ont eu recours à un regroupement des stations d'échantillonnage, de sorte qu'il a été possible de procéder aux comparaisons zone de référence – zone de champ proche (objet de l'évaluation nationale) par analyse de variance. Trois mines ont effectué une étude conjointe à l'aide de l'approche des conditions de référence (ACR), et une mine a eu recours à des substrats artificiels; ces études ont été exclues des analyses. Une mine a été exemptée de l'étude à cause de conditions réhivitoires.

Tableau 4 : Fréquences des études effectuées par toutes les mines, et fréquences des études incluses dans l'évaluation nationale, par type de méthodologie.

Méthodologie	Nombre d'études	Nombre d'études dans l'évaluation nationale
Contrôle-impact	41	38
Contrôle-impact multiple	22 ^a	18 ^b
Gradient	1	1 ^b
Gradient multiple/substrats artificiels	1	0
Approche des conditions de référence	1 ^c	0
Total	66	57

^a Inclut une étude menée conjointement par deux mines.

^b Les données soumises pour ces études ont été analysées à l'aide des comparaisons zone de référence – champ proche par analyse de variance dans l'évaluation nationale.

^c Étude menée conjointement par trois mines.

Dans l'ensemble, la plupart des données sur les invertébrés benthiques soumises sous forme électronique étaient de bonne qualité. Comme dans le cas de l'étude des poissons, on a d'abord examiné les données pour éliminer les erreurs. Cinq études sur les invertébrés benthiques ont été exclues de l'évaluation nationale parce que des données étaient absentes ou incomplètes, et deux autres études ont été rejetées à cause d'erreurs dans les données sur la densité. Certaines mines ont présenté des données sur la densité qui n'étaient pas ajustées en fonction du nombre d'invertébrés par mètre carré, mais il a été possible de les corriger à la main. Il faut noter que certaines mines ont eu de la difficulté à trouver des sites convenables pour la zone exposée et la zone de référence, et que, dans certains cas, il y avait des différences dans les habitats échantillonnés entre les stations et entre les zones. Par exemple, certaines mines ont trouvé des différences d'ordre granulométrique entre la zone exposée et la zone de référence, de sorte que leurs résultats doivent être interprétés avec prudence. Une mine a en outre utilisé des techniques d'échantillonnage différentes pour la zone exposée et la zone de référence; les données sur les invertébrés benthiques fournies par cette mine ont donc été exclues de l'analyse.

6.2 Résumé des tailles d'effet

Pour la phase 1, la distribution et la fourchette des différences mesurées (en pourcentage) entre les zones exposées et les zones de référence pour la densité, la richesse taxonomique, l'indice de dissimilitude de Bray-Curtis et l'indice de régularité de Simpson apparaissent à la figure 18. 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.

Parmi les quatre paramètres mesurés chez les invertébrés benthiques, on sait que la densité est celui qui présente habituellement la fourchette la plus grande dans les effets mesurés (Lowell *et al.*, 2003, 2005); le phénomène a été observé dans les résultats de l'étude sur les mines de métaux (fourchette de -99 % à 1 070 %; fig. 18a). Pour la richesse taxonomique, les effets allaient de -85 % à 125 %. Pour les indices de Bray-Curtis et de Simpson, ils allaient respectivement de -35 % à 430 % et de -65 % à 400 %. Il faut noter que, à cause de la méthode de calcul, les effets mesurés par l'indice de Bray-Curtis vont généralement dans le sens positif. Les trois valeurs négatives signalées ici pour ce paramètre étaient dues à des distributions inhabituelles des données.

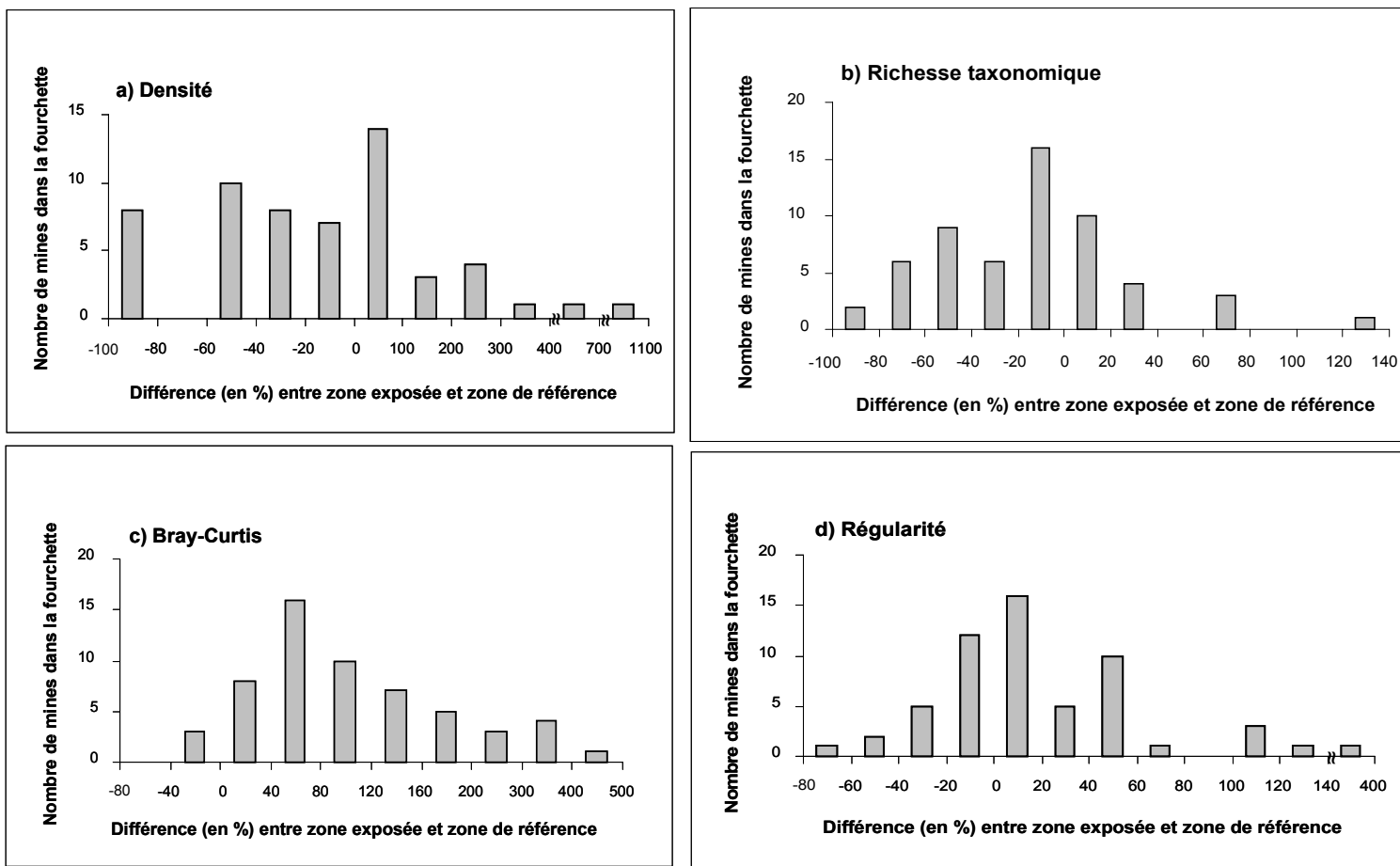


Figure 18 : Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre les zones exposées et les zones de référence dans l'étude des invertébrés benthiques pour a) la densité, b) la richesse taxonomique, c) l'indice de dissimilitude de Bray-Curtis et d) l'indice de régularité de Simpson.

La figure 19 indique le nombre de mines qui ont mesuré des différences statistiquement significatives ou non significatives dans les moyennes pour chacun des quatre paramètres. Pour la densité, la richesse taxonomique et la régularité de Simpson, le pourcentage de mines présentant des différences significatives était respectivement de 40 %, 42 % et 23 %. On sait que l'indice de Bray-Curtis est le plus sensible des quatre paramètres mesurés chez les invertébrés benthiques (Lowell *et al.*, 2003, 2005), et 67 % des comparaisons étaient significatives pour ce paramètre (ce qui est comparable au paramètre de condition chez les poissons).

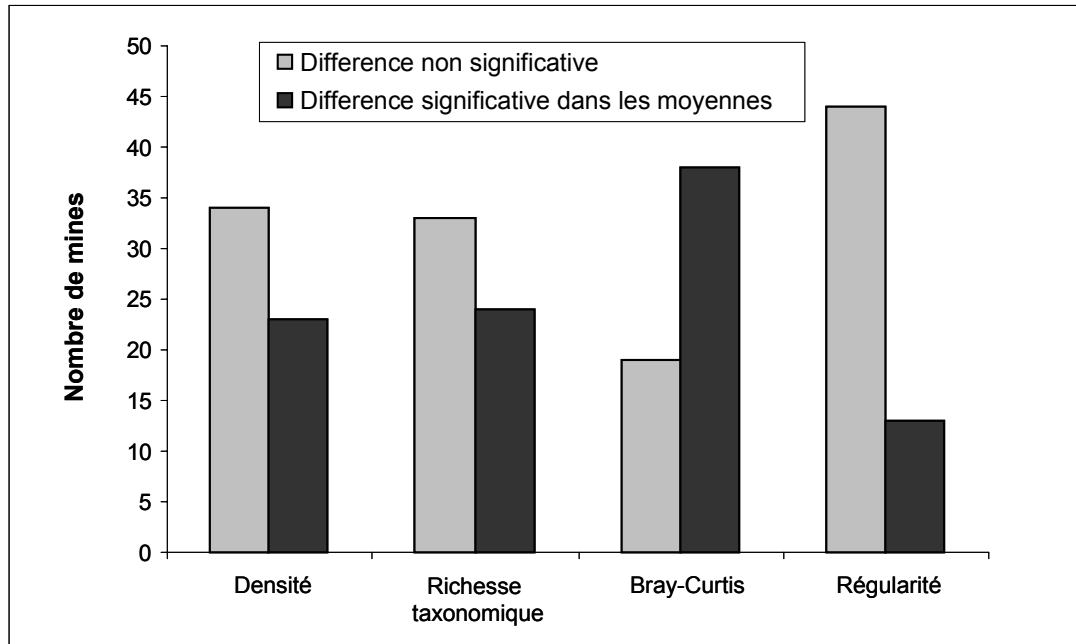


Figure 19 : Nombre de mines présentant des différences non significatives et significatives pour les paramètres relatifs aux communautés d'invertébrés benthiques.

6.3 Profils de réponse – Moyennes nationales

À l'échelle nationale, on a noté chez les invertébrés benthiques des changements significatifs dans les zones exposées aux effluents pour les quatre paramètres mesurés (fig. 20). 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 globalement inhibiteurs chez les invertébrés exposés aux effluents. Comme c'est le cas pour la moyenne générale des réponses observées chez les poissons, ces effets inhibiteurs peuvent être attribuables à 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 dans le sens positif. On sait qu'il s'agit du plus sensible des quatre paramètres mesurés ici (Lowell *et al.*, 2003; voir aussi fig. 19), et c'est celui qui a présenté le plus grand effet moyen à l'échelle nationale (le plus loin de la ligne d'effet zéro; voir fig. 20). Ce résultat signalait des changements significatifs de 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 exposées aux effluents.

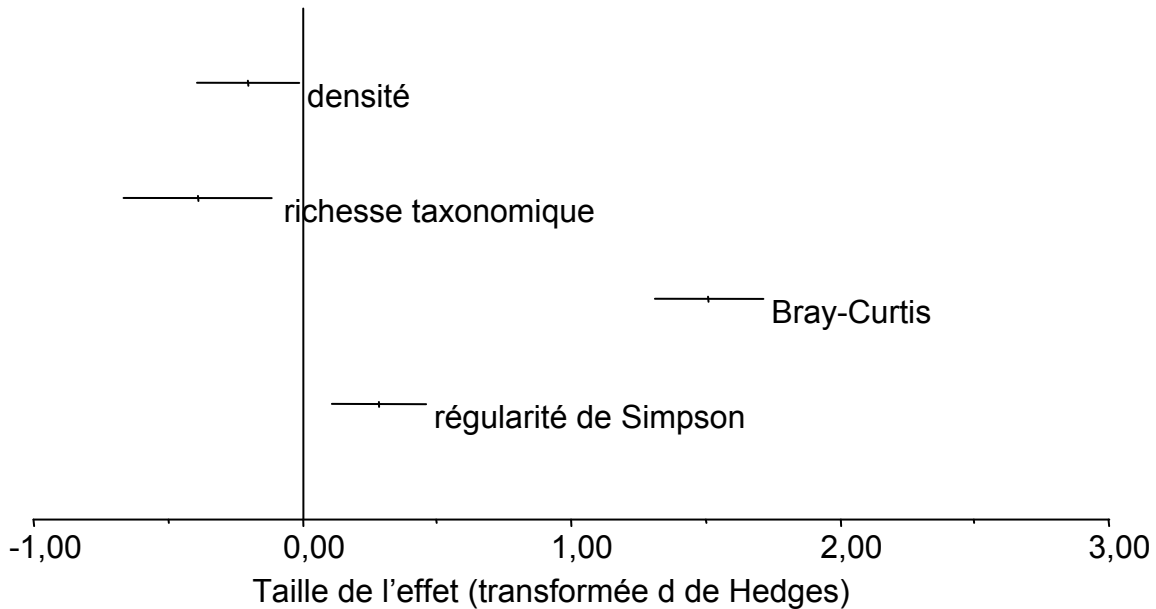


Figure 20 : Moyenne générale (mines de métaux) pour les paramètres relatifs aux communautés d'invertébrés benthiques. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de mines = 57.

Comme on l'a vu pour les poissons (section 4.3), le profil moyen national de réponse des invertébrés benthiques exposés aux effluents des mines différerait notablement des profils de réponse qui ont été observés de façon répétée chez les invertébrés 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, à cause de l'eutrophisation liée à l'apport d'éléments nutritifs (Chambers *et al.*, 2000; Culp *et al.*, 2000; Lowell *et al.*, 1995, 2000). Cet effet de l'exposition aux effluents des pâtes et papiers a occasionné une augmentation de la moyenne nationale pour la densité (fig. 21). Chacune des fabriques peut présenter soit une augmentation soit une diminution de la richesse taxonomique (ou aucun changement significatif), tandis que la moyenne nationale chevauche la ligne d'effet zéro au cycle 2. Globalement, ces effets 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.

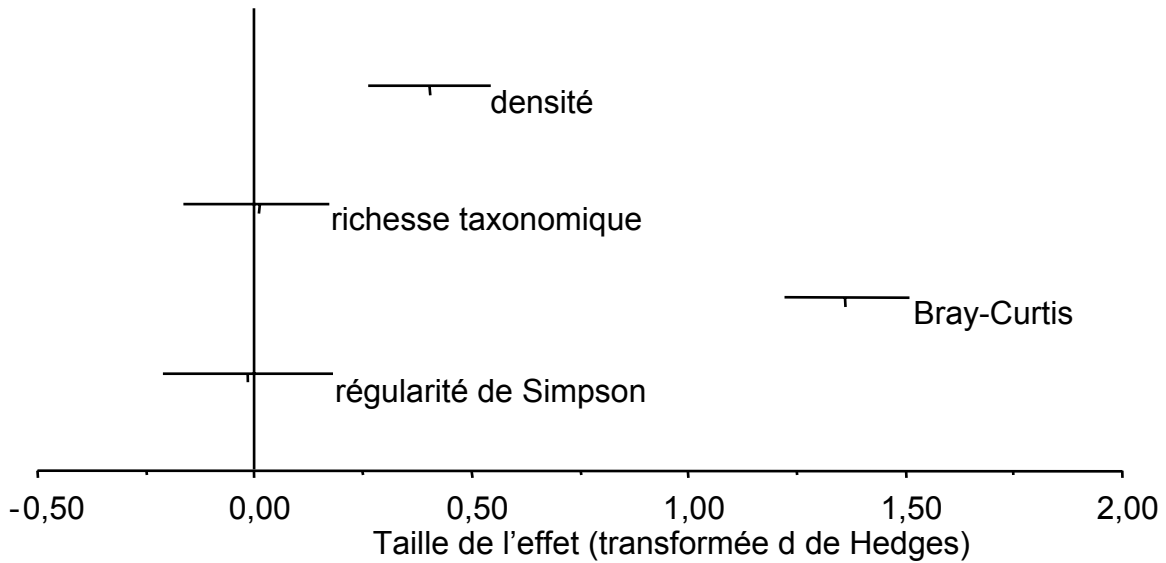


Figure 21 : Moyennes générales du cycle 2 des pâtes et papiers pour les paramètres relatifs aux communautés d'invertébrés benthiques. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de fabriques = 62.

6.4 Profils de réponse – Autres méta-analyses et analyses bivariées

Comme c'est le cas pour les poissons, on peut mieux comprendre les profils de réponse des invertébrés benthiques en subdivisant les méta-analyses en sous-groupes plus petits. La répartition des analyses selon le type d'habitat a révélé que la densité était significativement réduite dans les habitats de lac et de ruisseau recevant des effluents (fig. 22), malgré la faible taille de l'échantillon dans le cas des ruisseaux. Il est à noter que la taille de l'échantillon, en ce qui concerne les méta-analyses sur les invertébrés, renvoie au nombre de mines (ou d'études), et non au nombre de stations d'échantillonnage dans une étude. De même, la richesse taxonomique était aussi significativement réduite dans les habitats lacustres (fig. 23). Ces réponses des invertébrés ressemblaient aux effets inhibiteurs significatifs observés chez les poissons dans les habitats lacustres (section 4.4). Des méta-analyses plus détaillées (non présentées ici) des mesures de l'indice de Bray-Curtis ont révélé l'occurrence de changements significatifs comparables de la structure des communautés dans tous les types d'habitat. Des changements significatifs (hausses) de l'indice de régularité ont été observés seulement dans les habitats de lac et de ruisseau (faible taille de l'échantillon pour les ruisseaux) (analyses inédites).

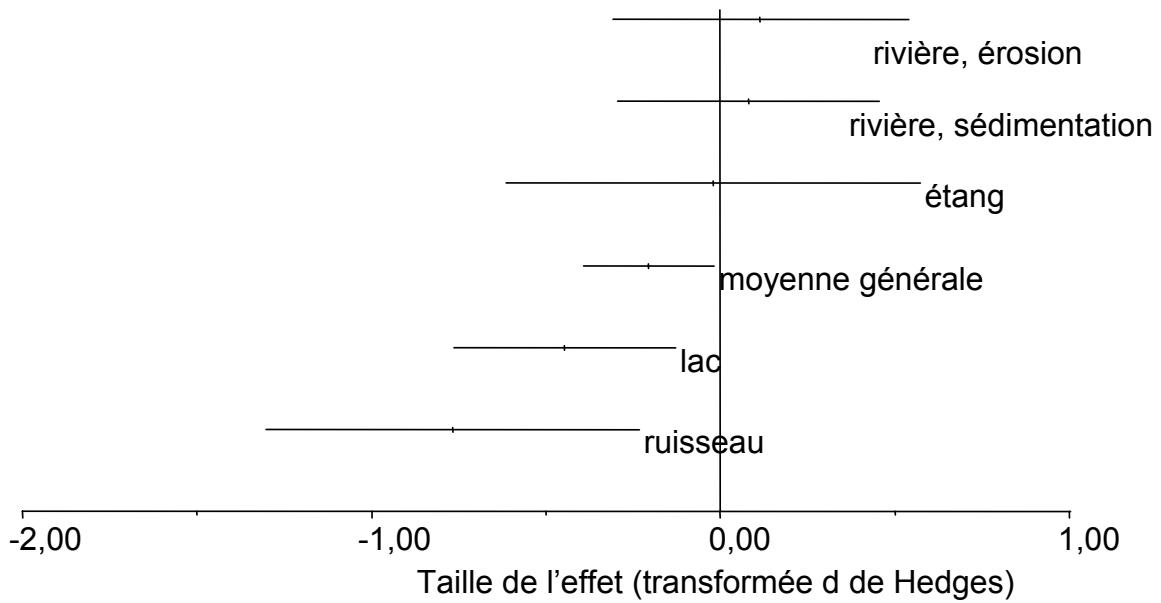


Figure 22 : Densité des invertébrés benthiques selon le type d'habitat. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de mines : rivière, érosion = 12, rivière, sédimentation = 13, étang = 5, lac = 20, ruisseau = 7.

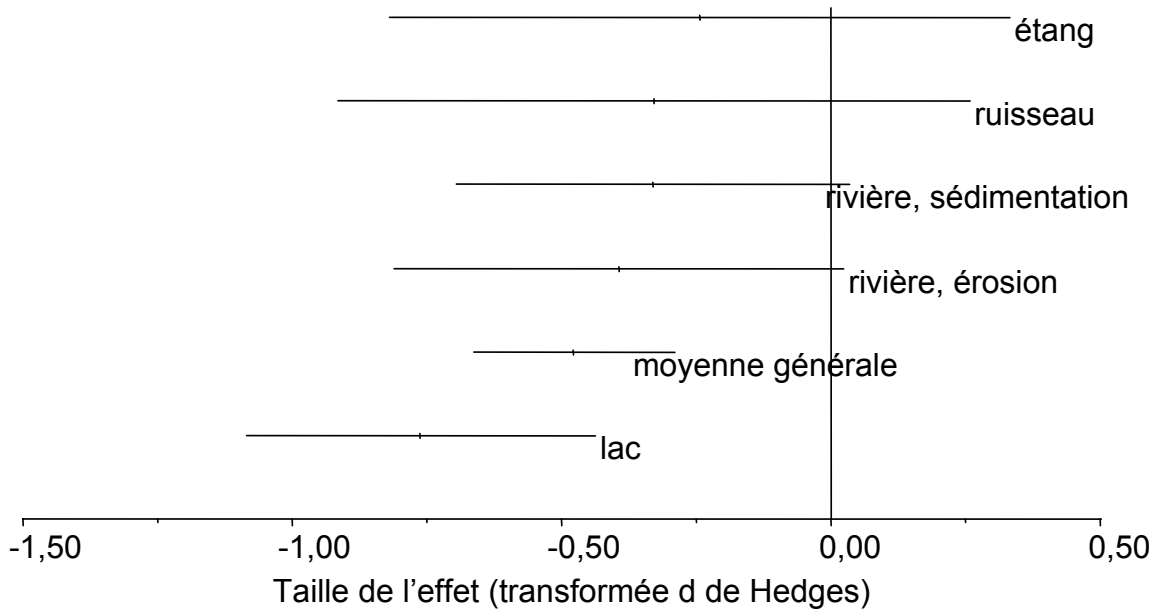


Figure 23 : Richesse taxonomique des invertébrés benthiques selon le type d'habitat. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de mines : étang = 5, ruisseau = 7, rivière, sédimentation = 13, rivière, érosion = 12, lac = 20.

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. La densité était

significativement réduite pour les mines de métaux ferreux, mais la taille de l'échantillon était faible (fig. 24). Il faut noter que la réduction significative de la moyenne générale nationale pour la densité a aussi été influencée par la plus forte taille de l'échantillon de mines de métaux précieux indiquant une réduction de la densité, même si le groupe des métaux précieux n'était pas statistiquement significatif dans son ensemble. La richesse taxonomique était significativement réduite tant pour les mines de métaux communs que pour les mines de métaux ferreux, la taille de l'échantillon étant faible dans ce dernier cas (fig. 25). Pour tous les types de minerai, on observait des changements significatifs comparables dans la structure des communautés, selon les mesures de l'indice de Bray-Curtis (non détaillé ici). L'indice de régularité présentait une hausse significative pour les mines de métaux précieux et les mines de métaux ferreux (analyses inédites).

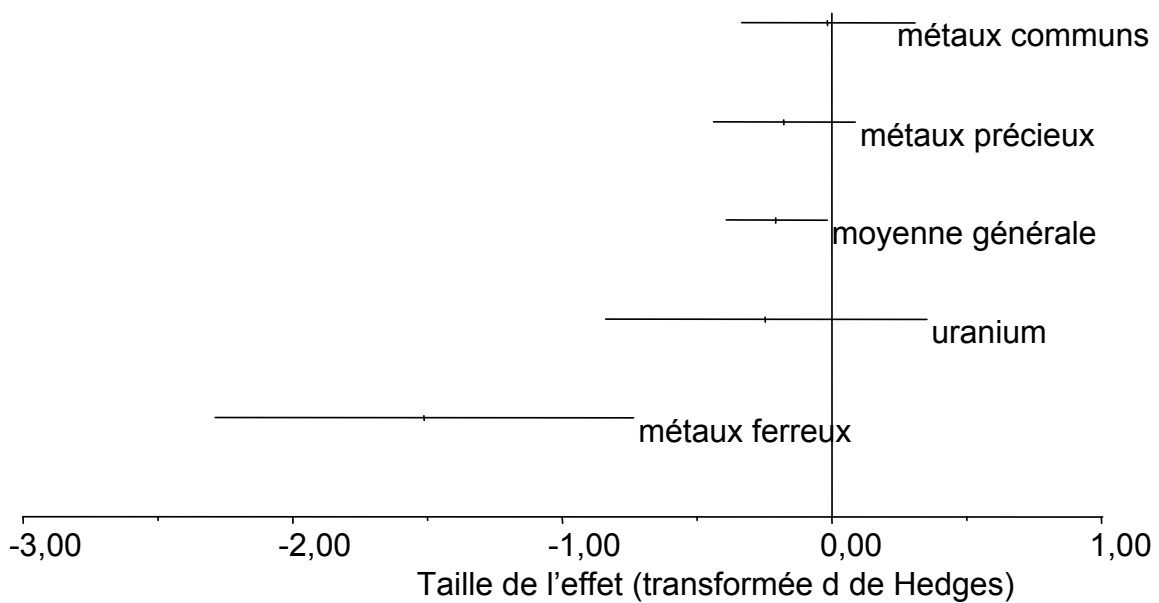


Figure 24 : Densité des invertébrés benthiques selon le type de minerai. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de mines : métaux communs = 20, métaux précieux = 27, uranium = 6, métaux ferreux = 4.

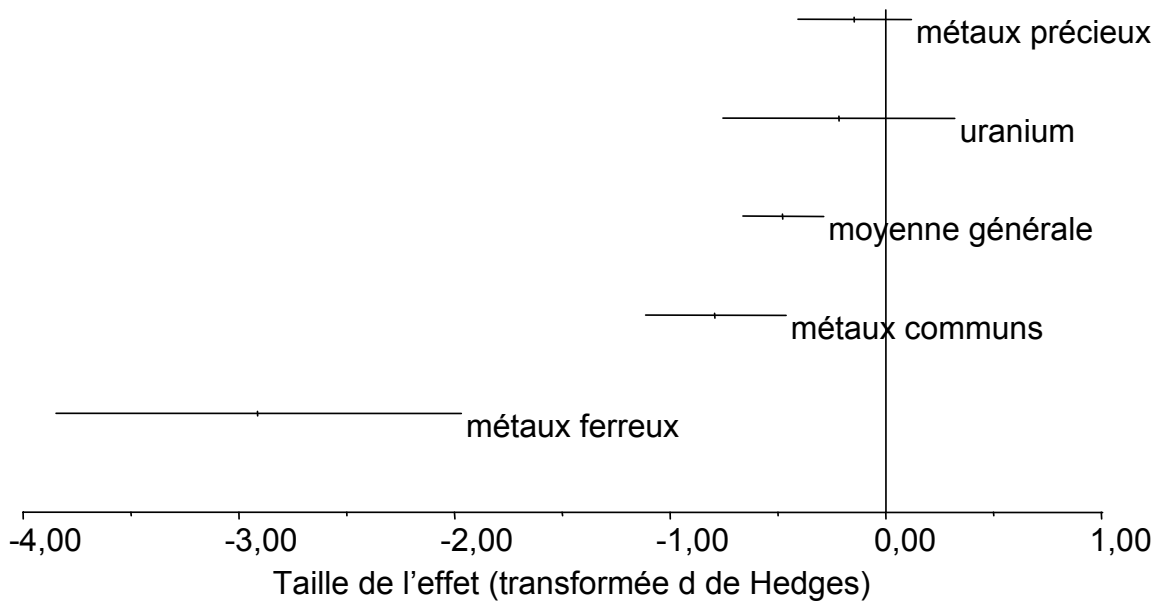


Figure 25 : Richesse taxonomique des invertébrés benthiques selon le type de minerai. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. Nombre de mines : métaux précieux = 27, uranium = 6, métaux communs = 20, métaux ferreux = 4.

L'influence de la concentration de l'effluent sur l'ampleur des effets a été soumise à des méta-analyses de régression. On a choisi pour ces analyses des invertébrés benthiques étant donné que leur nature plus sessile permet d'arriver à des estimations plus précises de la concentration de l'effluent que ce n'est le cas avec les poissons, qui, étant généralement plus mobiles, peuvent être exposés à des concentrations de l'effluent plus variables que les invertébrés. La concentration de l'effluent influait de façon significative sur l'ampleur de la réponse en ce qui concerne la densité, la richesse taxonomique et l'indice de régularité (fig. 26 à 29). Chacun des points de ces figures représente une étude sur une mine; les lignes de meilleur ajustement obtenues grâce aux méta-analyses y apparaissent également. En moyenne, comme on le prévoyait, les effets les plus forts étaient observés aux concentrations élevées. Il faut toutefois signaler un résultat quelque peu surprenant : la concentration de l'effluent n'explique que dans une faible mesure l'hétérogénéité des données (1 à 16 %), malgré l'ampleur de la fourchette des concentrations (1 à 100 %) qui étaient présentes dans les zones d'échantillonnage pour les diverses mines du pays. Cela montre que la concentration de l'effluent, loin d'avoir une influence prépondérante, n'est que l'un des facteurs qui peuvent agir sur l'ampleur et le profil des effets.

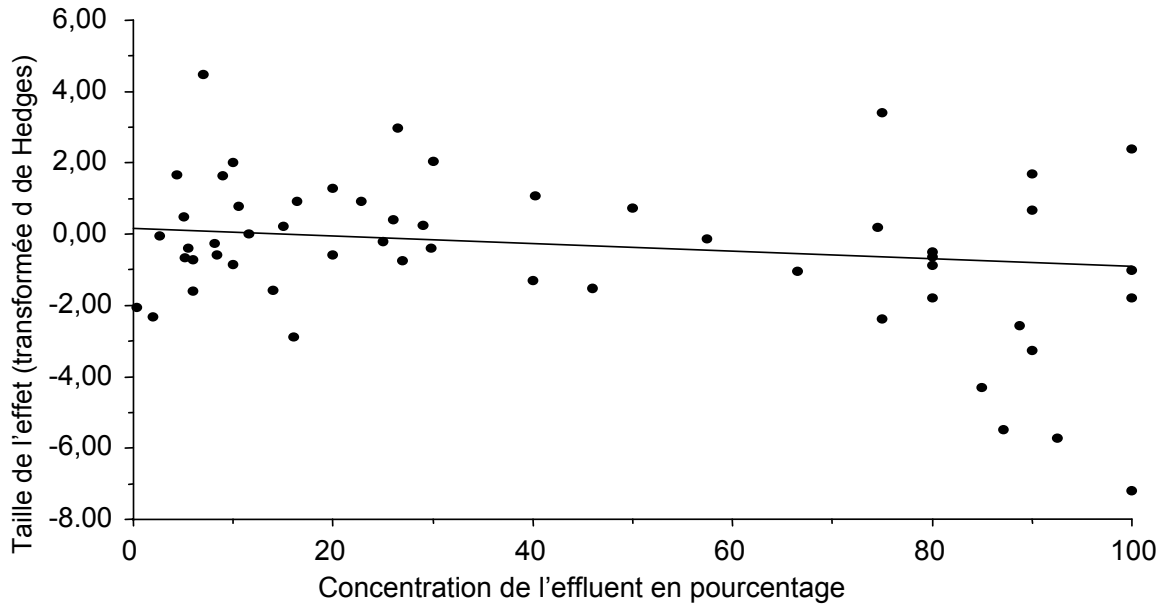


Figure 26 : Densité des invertébrés benthiques – Méta-analyse de régression de la taille d'effet normalisée sur la concentration de l'effluent. Proportion de l'hétérogénéité expliquée par la concentration de l'effluent = 5 %, $P < 0,001$.

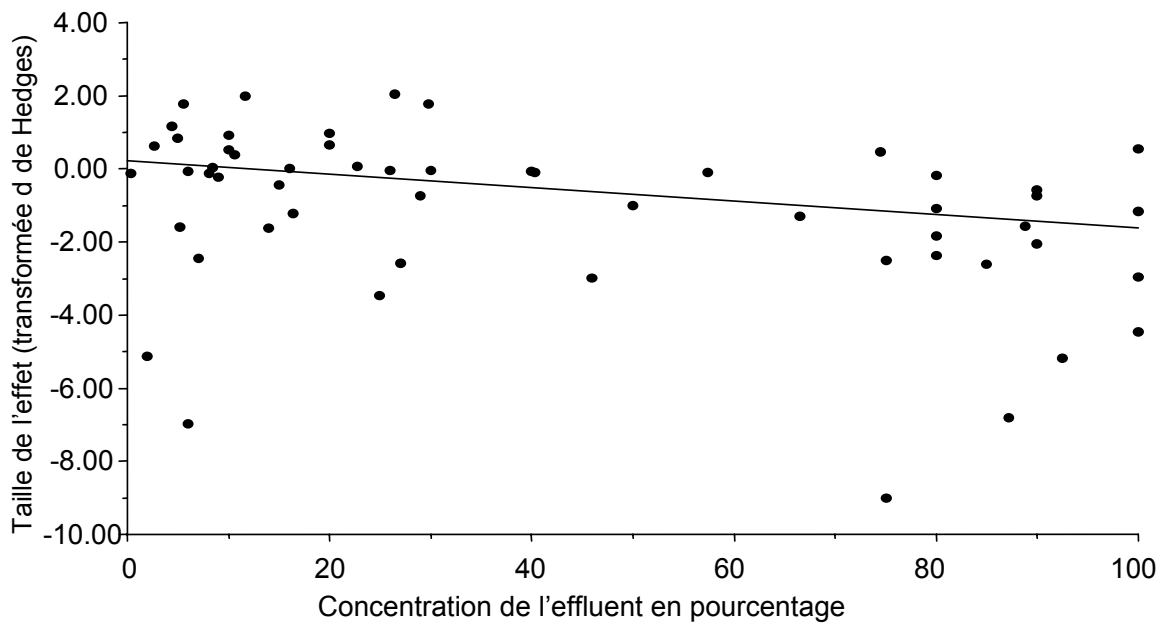


Figure 27 : Richesse taxonomique des invertébrés benthiques – Méta-analyse de régression de la taille d'effet normalisée sur la concentration de l'effluent. Proportion de l'hétérogénéité expliquée par la concentration de l'effluent = 16 %, $P < 0,001$.

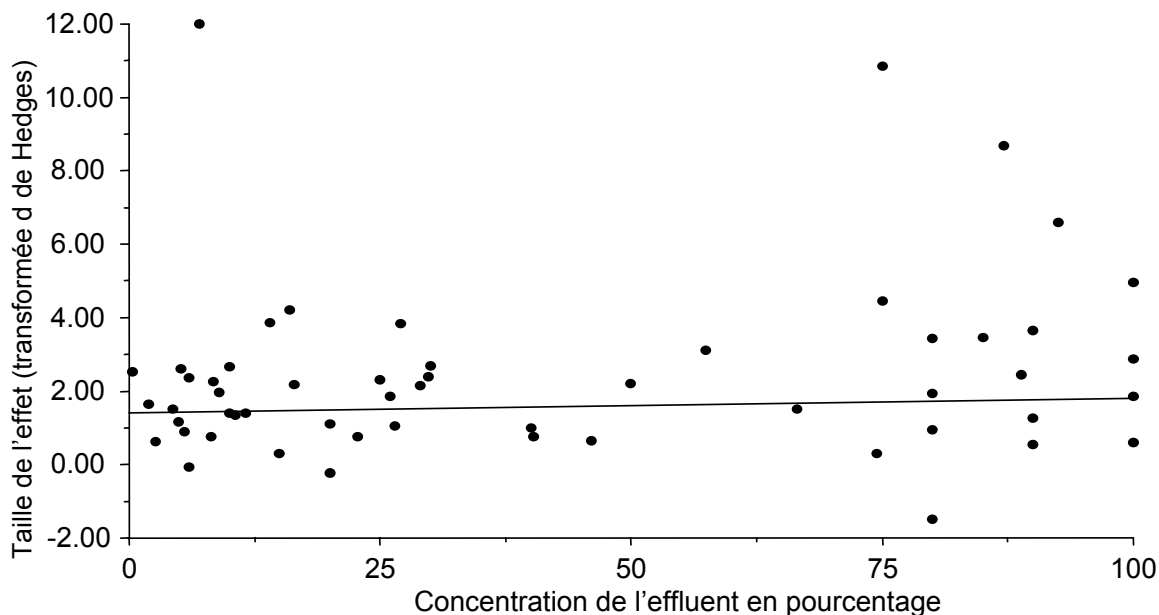


Figure 28 : Indice de Bray-Curtis chez les invertébrés benthiques – Méta-analyse de régression de la taille d'effet normalisée sur la concentration de l'effluent. Proportion de l'hétérogénéité expliquée par la concentration de l'effluent = 1 %, $P=0,183$.

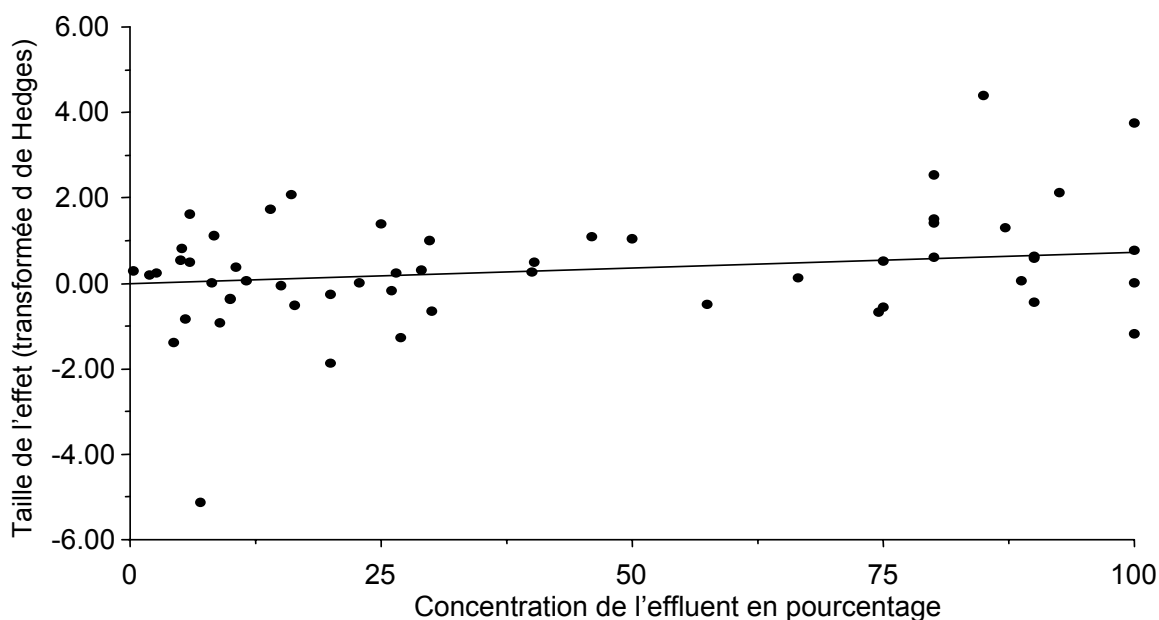


Figure 29 : Indice de régularité chez les invertébrés benthiques – Méta-analyse de régression de la taille d'effet normalisée sur la concentration de l'effluent. Proportion de l'hétérogénéité expliquée par la concentration de l'effluent = 6 %, $P=0,007$.

Les profils de réponse nationaux concernant les invertébrés benthiques ont fait l'objet d'examen complémentaires par analyse bivariée des résultats des méta-analyses

concernant la densité et la richesse taxonomique (fig. 30). Chaque point de données correspond à l'étude d'une mine. Les zones exposées des mines apparaissant dans les deux quadrants de droite (hausse de la densité) présentaient des réponses des invertébrés typiques de divers niveaux d'eutrophisation. Les zones exposées des mines de la partie inférieure droite présentaient une hausse de la densité et une baisse de la richesse taxonomique, ce qui est caractéristique d'une eutrophisation marquée. Les mines du quadrant inférieur gauche présentaient des baisses de la densité et de la richesse taxonomique, réponse de type plutôt inhibiteur souvent associée à des effets toxicologiques ou à une altération de l'habitat. Comme prévu, peu de points apparaissaient dans le quadrant supérieur gauche (réduction de la densité, hausse de la richesse taxonomique). Généralement, quand les impacts sont assez forts pour causer des baisses de la densité, la richesse taxonomique est également réduite (Lowell *et al.*, 2003).

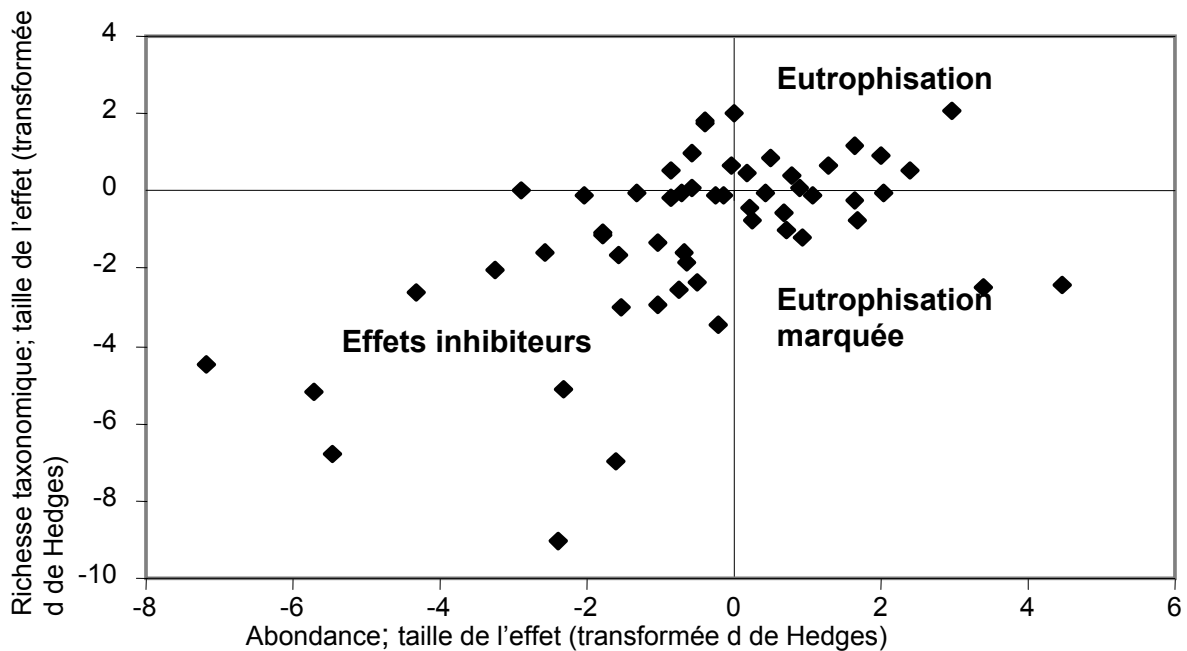


Figure 30 : Graphique bivarié des résultats des méta-analyses des mines de métaux concernant les invertébrés benthiques.

Comme on l'a également vu dans la section 6.3, ces profils de réponse différaient nettement de ceux qui avaient été mesurés chez les invertébrés exposés aux effluents des fabriques de pâtes et papiers. De la même façon, les effluents des fabriques de pâtes et papiers ont fréquemment des effets d'enrichissement en éléments nutritifs, de sorte qu'un grand nombre de points de données se retrouvent dans les deux quadrants de droite correspondant à l'eutrophisation (fig. 31). Par contre, les points de données des mines étaient répartis de façon beaucoup plus marquée vers le quadrant inférieur gauche (fig. 30), ce qui correspond encore aux effets plutôt inhibiteurs subis par les invertébrés exposés aux effluents des mines.

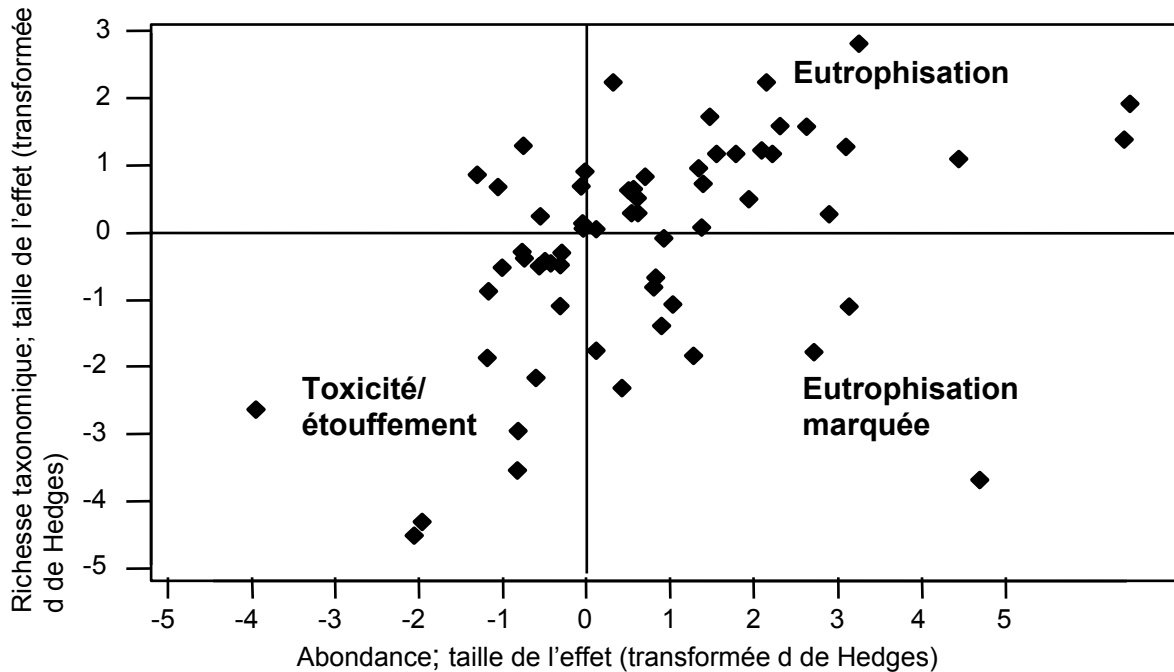


Figure 31 : Graphique bivarié des résultats des méta-analyses du cycle 2 des pâtes et papiers concernant les invertébrés benthiques.

7.0 Résumé et conclusions

La première campagne de collecte de données du programme d'ESEE des mines de métaux a permis de monter une base de données à large base 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.

À l'échelle nationale, plusieurs avenues d'analyse ont montré que les effluents des mines de métaux avaient généralement des effets plutôt inhibiteurs que stimulateurs. Pour les poissons, les méta-analyses effectuées sur l'ensemble des mines ont révélé une baisse significative du coefficient de condition et de la taille relative du foie. Pour les invertébrés benthiques, elles ont fait ressortir d'importantes réductions de la densité et de la richesse taxonomique, ce qui contribue à une modification significative de la structure des communautés, comme le montrent les mesures de l'indice de Bray-Curtis et de l'indice de régularité de Simpson. Tant pour les poissons que pour les invertébrés, ces conclusions ont par ailleurs été renforcées par l'examen de la répartition nationale des effets mesurés, telle qu'illustrée dans les histogrammes des sections 4.2 et 6.2, de même que par les analyses multi et bivariées des sections 4.4 et 6.4. Il faut toutefois noter que ces dernières analyses ont révélé que des effets stimulateurs avaient aussi été observés dans un petit nombre de mines.

Cette tendance à produire des effets inhibiteurs ressort encore davantage lorsqu'on compare ces résultats à ceux obtenus pour l'autre industrie étudiée à cette échelle au Canada, soit le secteur des pâtes et papiers. 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 de la 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. (Lowell *et al.*, 2003, 2005). Ces effets stimulateurs seraient dus dans le cas des pâtes et papiers aux apports excessifs d'éléments nutritifs dans les eaux réceptrices. Les données indiquent donc que les effets inhibiteurs sont comparativement plus courants dans le biote exposé aux effluents des mines de métaux. Ce phénomène pourrait être dû à diverses causes allant des effets directs de la toxicité (Hruska et Dubé, 2004) et de l'altération des habitats à des effets indirects comme la limitation de l'apport en nourriture due aux effets des effluents sur les organismes proies (Munkittrick et Dixon, 1988) et à l'exposition des poissons aux toxiques par voie alimentaire (invertébrés contaminés par les métaux) (Hansen *et al.*, 2004; Woodward *et al.*, 1994, 1995).

Il faut toutefois souligner que l'industrie des mines de métaux est plutôt hétérogène et que l'analyse de plus petits sous-groupes de données permet d'obtenir une image plus complète des effets de ses effluents. Par exemple, dans le cas des poissons, la condition et la taille relative du foie étaient sensiblement réduites dans les habitats lacustres ainsi qu'en présence d'effluents des mines de métaux précieux, d'uranium et de métaux ferreux. Par contre, on observait une augmentation significative de la taille relative des gonades dans les habitats fluviaux, parallèlement à une augmentation presque significative de la taille relative du foie, ce qui témoigne de l'influence du type d'habitat sur les profils de réponse. En outre, les effets de l'exposition aux effluents sur la taille relative des gonades et l'âge des poissons ont été sensiblement différents selon le sexe de l'animal. Les réponses variaient également selon l'espèce de poisson, mais ces résultats sont difficiles à interpréter car, dans la plupart des cas, chaque espèce a été utilisée dans un petit nombre d'études. On a relevé le même genre de diversité dans les effets observés chez les invertébrés benthiques. Par exemple, la réduction de la densité et de la richesse taxonomique était plus marquée chez les invertébrés des habitats lacustres et dans les mines de métaux ferreux que dans la plupart des autres sous-groupes.

On a supposé que deux facteurs avaient également influé sur les effets des effluents, soit la concentration de ces effluents et le caractère intermittent ou continu des rejets. Tel que prévu, on a observé une augmentation des effets sur les invertébrés benthiques en présence de fortes concentrations d'effluents dans le milieu récepteur. 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. Aucun des neuf paramètres principaux des études sur les poissons et les invertébrés n'était corrélé de façon significative au nombre de mois durant lesquels les mines 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.

On observe une bonne concordance des réponses des poissons et des invertébrés benthiques non seulement en ce qui a trait aux moyennes nationales, mais aussi lorsqu'on divise les données en sous-groupes plus petits. Par exemple, dans le même type d'habitat (p. ex. lacs, ruisseaux) et en présence du même type de minerai (p. ex. métaux ferreux), les effets inhibiteurs se produisaient souvent en même temps chez les deux espèces. Ce phénomène pourrait être attribuable à des effets directs sur les poissons et les invertébrés, de même qu'à des effets indirects, comme une limitation des ressources alimentaires des poissons découlant de la réduction des populations d'invertébrés leur servant de proies (Munkittrick et Dixon, 1988).

On a aussi évalué les effets des effluents sur l'utilisation du poisson au moyen de mesures des concentrations tissulaires de mercure. Ces mesures étaient exigées lorsque la concentration de mercure de l'effluent dépassait 0,1 µg/L, ce qui n'a été le cas que dans une seule mine, où l'on a relevé chez les poissons de la zone exposée des concentrations tissulaires supérieures à la concentration produisant un effet (0,45 µg/g) et sensiblement supérieures aux concentrations relevés chez les poissons de la zone de référence. À ce jour, les données disponibles 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.

Dans le cadre du programme d'ESEE, on s'est efforcé de concevoir des études permettant de distinguer les effets dus à des rejets récents de ceux découlant de rejets historiques ou d'autres facteurs susceptibles d'influer sur les réponses mesurées (p. ex. les utilisations multiples des terres, les autres sources d'effluents industriels ou municipaux, etc.). Des incertitudes n'en persistent pas moins pour certaines mines. Les prochaines campagnes de collecte de données devraient permettre d'améliorer les plans d'étude et les analyses, et les recherches menées dans certaines mines devraient aider à mieux comprendre la part jouée par ce genre de facteurs dans les effets mesurés.

Comme on en est encore à la première phase de collecte des données, ces résultats ne constituent nécessairement qu'un aperçu préliminaire des effets des effluents des mines de métaux au Canada. Malgré la quantité considérable de données et le grand nombre de mines dont il fait état, ce rapport ne donne qu'un instantané de la situation. D'autres campagnes de collecte de données permettront d'établir dans quelle mesure ces profils de réponse sont constants ou variables dans le temps. Les futures études de SEE devraient aider à déterminer si les effets des effluents diminuent, augmentent ou demeurent stables tant à chaque site que dans des regroupements plus larges de mines. À mesure que progressera la collecte des données des ESEE, les analyses devraient donc fournir un tableau plus complet des effets des effluents des mines de métaux au Canada.

8.0 Glossaire

Communautés d'invertébrés benthiques – Populations interdépendantes de petits animaux (à l'exclusion des poissons et des autres vertébrés) qui vivent sur le fond ou près du 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 variations des habitats aquatiques et d'évaluer les ressources alimentaires disponibles pour les poissons.

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

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

Effet – Dans le contexte du programme d'ESEE, un effet est une différence significative du point de vue statistique entre des mesures réalisées dans une zone exposée et dans une zone de référence, ou des mesures réalisées dans des zones d'échantillonnage où la concentration de l'effluent diminue graduellement.

Enrichissement en éléments nutritifs – Effet résultant de l'ajout dans l'environnement de quantités importantes d'éléments nutritifs organiques ou inorganiques.

Étouffement – Suraccumulation de matières organiques provenant des effluents d'une fabrique de pâtes et papiers sur le fond d'un plan d'eau, et qui nuit à la vie des organismes et peut parfois causer leur mort.

Eutrophisation – Processus de surfertilisation d'un plan d'eau par des éléments nutritifs qui aboutit souvent à une production excessive de biomasse organique et qui se caractérise par un grand nombre d'organismes et, lorsqu'il est prononcé, par un nombre restreint d'espèces. L'eutrophisation est un processus naturel qui peut être accéléré par une augmentation de la charge d'éléments nutritifs 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 des communautés) entre les sites. Cette mesure facilite l'évaluation de la dissimilitude entre les communautés d'invertébrés benthiques de sites différents.

Indice de régularité de Simpson – Mesure de la régularité de la distribution des individus parmi les taxons. Cette mesure permet d'évaluer les changements dans l'abondance relative des taxons.

Paramètre – Mesure particulière (mesure terminale) utilisée à titre d'indicateur des effets potentiellement importants des effluents sur le biote des eaux réceptrices. On évalue par exemple le poids des gonades, le poids du foie, la condition, l'âge et le poids

selon l'âge pour les poissons, ou l'abondance, la richesse taxonomique, l'indice de régularité de Simpson et l'indice de Bray-Curtis pour les invertébrés benthiques.

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. Il peut être perturbé par une exposition à des substances nocives présentes dans l'environnement, ce qui 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, l'échantillonnage est réalisé selon un gradient de concentrations de l'effluent décroissantes, en débutant par les zones exposées situées à proximité de l'usine 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 dilution rapide des effluents.

Poids relatif des gonades – Mesure de l'investissement reproductif des poissons décrivant le rapport entre le poids des gonades et le poids corporel.

Poids relatif du foie – Mesure du stockage de l'énergie du poisson 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 du poisson 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 de leurs relations évolutives. Chacune de ces catégories (p. ex. espèce, genre, famille, phylum) est appelée un taxon.

Toxicité sublétales – Dans le contexte du programme d'ESEE, les essais de toxicité sublétales mesurent généralement en laboratoire la proportion des organismes exposés à des concentrations données d'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.

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 pierres 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 de nature limoneuse 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'habitat.

9.0 Références

- Bailey, R.C., R.H. Norris et T.B. Reynoldson. 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 20: 280-286.
- Belbin, L. 1992. PATN pattern analysis package: technical reference. CSIRO, Lyneham, Australie.
- Bowman, J.F. et R.C. Bailey. 1997. Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 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. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recov.* 8: 53-66.
- 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. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1167-1173.
- 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.
- Dubé, M.G., D.L. MacLatchy, J.D. Kieffer, N.E. Glozier, J.M. Culp et K.J. Cash. 2005. Effects of metal mining effluent on Atlantic salmon (*Salmo salar*) and slimy sculpin (*Cottus cognatus*): using artificial streams to assess existing effects and predict future consequences. *Science of the Total Environment* 343: 135-154.
- 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. 2002. Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux. Bureau national des ESEE, Environnement Canada, Gatineau, QC.
- Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux. 2007. Rapport de l'Équipe d'examen de l'Étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux. Bureau national des ESEE, Environnement Canada, Gatineau, QC.
http://www.ec.gc.ca/eem/Francais/Publications/web_publication/mm_review_team/default.cfm
- Faith, D.P., P.R. Minchin et L. Belbin. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69: 57-68.

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

Gurevitch, J. et L.V. Hedges. 2001. Meta-analysis. Combining the results of independent experiments. Pages 347-369 in *Design and Analysis of Ecological Experiments*, S.M. Scheiner et J. Gurevitch (dir. de pub.), Oxford University Press, New York.

Hansen, J.S., J. Lipton, P.G. Welsh, D. Cacula et B. MacConnell. 2004. Reduced growth of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed a live invertebrate diet pre-exposed to metal-contaminated sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 1902-1911.

Hedges, L.V. et I. Olkin. 1985. *Statistical methods for meta-analysis*. Academic Press, New York, N.Y.

Hewitt, L.M., M.G. Dube, S.C. Ribey, J.M. Culp, R. Lowell, K. Hedley, B. Kilgour, C. Portt, D.L. MacLachy et K.R. Munkittrick. 2005. Investigation of cause in pulp and paper environmental effects monitoring. *Water Qual. Res. J. Can.* 40:261-274.

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. *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 2709-2718.

Lenat, D.R. et V.H. Resh. 2001. Taxonomy and stream ecology – The benefits of genus- and species- level identifications. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 20: 287-298.

Lowell, R.B. et J.M. Culp. 2002. Implications of sampling frequency for detecting temporal patterns during environmental effects monitoring. *Water Qual. Res. J. Can.* 37: 119–132.

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. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1182–1190.

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. *Environ. Toxicol. Chem.* 14: 1529-1541.

Lowell, R.B., K. Hedley et E. Porter. 2002. Data interpretation issues for Canada's Environmental Effects Monitoring Program. *Water Qual. Res. J. Can.* 37: 101–117.

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. Pages 147-155 in *Pulp and Paper Mill Effluent Environmental Fate and Effects*,

D.L. Borton, T.J. Hall, R.P. Fisher, J.F. Thomas, dir. de pub., DEStech Publications, Lancaster, PA.

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. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Gatineau, QC. Contribution 03-521 de l'INRE.

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

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 ESEE monitored endpoints. *Water Qual. Res. J. Can.* 40:299-314.

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. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45:1355-1365.

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. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Press, Pensacola, Floride.

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. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1371-1380.

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. *Environ. Toxicol. Chem.* 13: 1089-1101.

Parrott, J.L. 2005. Overview of methodology and endpoints in fathead minnow lifecycle tests assessing pulp and paper mill effluents. *Water Qual. Res. J. Can.* 40:334-346.

Rajotte, J. W. et Couture, P. 2002. Effects of environmental metal contamination on the condition, swimming performance, and tissue metabolic capacities of wild yellow perch (*Perca flavescens*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 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. *Environ. Sci. Technol.* 40: 6489-6497.

Rosenberg, M.S., D.C. Adams et J. Gurevitch. 2000. *MetaWin: Statistical software for meta-analysis. Version 2.0.* Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

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.

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. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1994-2004.