Rapport de l'Équipe d'examen de l'Étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux

Août 2007

Avant-propos

En décembre 2005, Environnement Canada a entrepris d'examiner le Programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) des mines de métaux. Le Programme d'ESEE des mines de métaux, qui est visé par le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) de 2002, est le second programme d'étude de suivi réglementé par le gouvernement fédéral du genre; le premier est un programme d'ESEE axé sur les fabriques de pâtes et papiers, qui a été lancé en 1992. Le Ministère s'est engagé à apporter des améliorations constantes à ces deux programmes en se fondant sur les expériences vécues et les leçons apprises dans le cadre d'un processus faisant appel à des intervenants et à des scientifiques, de manière à ce que ces programmes soient efficaces et efficients et qu'ils reposent sur les connaissances scientifiques les plus récentes. Lors de l'élaboration du Programme d'ESEE des mines de métaux (1997-2000), Environnement Canada s'est engagé à en examiner l'efficacité générale trois ans environ après son entrée en vigueur, à la suite de la première étape du suivi biologique. Pour s'acquitter de cet engagement, Environnement Canada a établi l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux, laquelle est formée d'un groupe d'experts provenant du secteur public, du secteur privé et de groupes écologistes et autochtones, en vue d'entreprendre cet examen du programme en prenant appui sur les leçons tirées de la première étape de suivi.

Le processus d'examen du Programme d'ESEE a réuni un grand nombre des représentants d'intervenants qui avaient pris part à la mise au point initiale de ce dernier, ce qui a procuré à l'équipe une masse de connaissances et d'expériences utiles. Les représentants d'intervenants qui ont pris part à ce processus ont été choisis en fonction de leurs connaissances et de leurs compétences à l'égard du Programme d'ESEE.

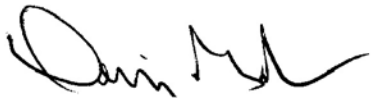
L'Équipe d'examen a tenu une série de conférences téléphoniques mensuelles et quatre réunions en tête-à-tête entre décembre 2005 et février 2007. À la première réunion, tenue en janvier 2006, l'Équipe a déterminé les questions à examiner et en a établi l'ordre de priorité. Un grand nombre de ces questions avaient été relevées l'année précédente par l'Équipe nationale des ESEE, par l'entremise des coordonnateurs régionaux qui mettent en œuvre le Programme d'ESEE. Un plan de travail détaillé a été mis au point en vue de traiter de ces questions au cours de l'exercice prévu d'une durée d'un an, et les questions ont été ensuite étudiées une par une. Un compte rendu de décisions, fondé sur l'issue de ces discussions, a été établi. À chacune des réunions en tête-à-tête, les participants ont passé en revue la liste des questions à examiner, le plan de travail et le compte rendu de décisions. Trois sous-groupes d'experts ont été formés au début du processus afin d'étudier des questions précises et de rendre compte de la situation à l'Équipe d'examen. Ces sous-groupes ont traité des poissons, de la toxicité sublétale, ainsi que de la participation des intervenants.

Nous profitons de l'occasion pour souligner avec reconnaissance l'engagement et le dévouement de tous les membres de l'Équipe d'examen à l'égard de l'amélioration du Programme d'ESEE. La compétence et la contribution que chacun d'entre eux a procurées à l'Équipe, ainsi que l'aide apportée à la recherche de solutions aux problèmes relevés dans le cadre de ce processus, serviront à améliorer le Programme d'ESEE.

Le présent rapport, qui est l'aboutissement d'un travail d'une durée de plus d'un an, présente un aperçu de l'examen du Programme d'ESEE des mines de métaux, de même que les recommandations consécutives à cet examen qui sont soumises à Environnement Canada. L'équipe est parvenue à s'entendre sur les questions relatives à la plupart des éléments du Programme d'ESEE, mais elle n'a pu arriver à un consensus sur l'application des essais de toxicité sublétale (ETS) au sein du Programme. Elle a toutefois fait état de la nécessité d'apporter des changements à l'égard de la question des ETS en reconnaissance du fait que le *statu quo* est inacceptable. L'éventail des opinions et des suggestions concernant les prochaines mesures à prendre à ce sujet est exposé dans le présent rapport afin qu'Environnement Canada puisse en prendre connaissance de manière objective.

Le rapport comporte 42 recommandations qui englobent les améliorations à apporter aux directives portant sur l'exécution des ESEE, les modifications qu'il est proposé d'apporter au REMM, ainsi que les façons d'améliorer la mise en œuvre du Programme d'ESEE. Ces recommandations ont pour but d'améliorer l'efficience, l'efficacité et la solidité du point de vue scientifique du Programme d'ESEE.

Au nom de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux, nous soumettons respectueusement à l'examen d'Environnement Canada le présent rapport sur les améliorations à apporter au Programme d'ESEE, et nous attendons avec impatience votre réponse.



Deni Gautron
Coprésident
Environnement Canada, Bureau national des ESEE

Robert Prairie
Coprésident
Xstrata Zinc Inc.

Sommaire

Le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM), qui a été promulgué en 2002, oblige les mines de métaux à entreprendre des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) afin d'assurer la protection adéquate de tous les milieux aquatiques récepteurs en évaluant les effets sur les poissons, sur l'habitat des poissons ainsi que sur l'utilisabilité des ressources halieutiques.

Lors de l'élaboration du Programme d'ESEE des mines de métaux, Environnement Canada s'est engagé à procéder à un examen multilatéral après la première étape du suivi biologique afin de s'assurer que le programme est efficace et efficient et qu'il repose sur les connaissances scientifiques les plus récentes. Environnement Canada a entrepris son examen du Programme d'ESEE des mines de métaux en décembre 2005 en créant l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux. Cette équipe avait pour mandat d'examiner les activités et les résultats de la première étape de l'ESEE des mines de métaux et, suite à cela, de soumettre à Environnement Canada des recommandations destinées à améliorer le programme. L'équipe était formée d'un groupe d'experts issus du secteur public et du secteur minier, ainsi que de représentants de groupes écologistes et autochtones.

Durant l'examen, qui a duré un an, les membres de l'équipe se sont réunis régulièrement pour discuter des principales questions relevées, lesquelles ont été groupées et sont présentées dans les pages qui suivent au sein des catégories suivantes : la mise en œuvre du programme, la caractérisation de l'effluent et la qualité de l'eau, les essais de toxicité sublétale, les questions scientifiques intersectorielles, l'étude des poissons, l'utilisabilité des ressources halieutiques, de même que l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques.

Trois sous-groupes ont été créés pour analyser des questions précises liées à l'étude des poissons, aux essais de toxicité sublétale et à la participation des intervenants. L'Équipe d'examen est parvenue à s'entendre sur les questions relatives à la plupart des éléments du programme, mais n'a pu en arriver à un consensus sur la question de l'application des essais de toxicité sublétale; l'éventail des opinions émises et des suggestions formulées est toutefois présenté dans ce rapport pour fins d'examen.

Le présent rapport résume les discussions et les travaux de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux. Les recommandations énumérées ci-dessous sont soumises à l'examen d'Environnement Canada et, si elles sont mises en œuvre, elles permettront d'améliorer le Programme d'ESEE des mines de métaux.

Mise en œuvre du programme

Recommandation n^{o} 1 : Environnement Canada devrait encourager les exploitants de mines à faire participer le public à l'ESEE par l'entremise de mécanismes existants tels que des comités de liaison publique ou d'autres activités de sensibilisation externes appropriées.

Recommandation n^{o} 2 : Le travail du Sous-groupe chargé de la participation des intervenants devrait se poursuivre.

Recommandation n^{o} 3 : Les efforts visant à améliorer les communications entre le secteur privé et le secteur public au sujet des questions relatives à l'ESEE devraient se poursuivre.

Recommandation n^{o} 4 : Environnement Canada devrait demander aux membres du Comité scientifique de dresser une liste de leurs travaux de recherche actuels et futurs sur le plan minier, étant entendu que les priorités relatives aux recherches futures peuvent changer une fois que l'évaluation nationale aura été effectuée.

Recommandation n^{o} 5 : Environnement Canada devrait examiner le processus des CCT et consulter tous les intervenants afin de déterminer si ce processus est efficient et efficace.

Recommandation n^{o} 6 : Environnement Canada devrait procéder à un examen interne national du niveau de détail de la rétroaction et des types de recommandations fournies aux mines sur les plans d'étude et les rapports d'interprétation. À la suite de cet examen, Environnement Canada devrait mettre au point des normes de service, y compris les délais et le niveau requis de détail, relativement à la rétroaction destinée aux mines.

Recommandation n^{o} 7 : Il faudrait continuer d'utiliser le système actuel, qui consiste à mettre à jour, au besoin, les systèmes de déclaration électronique concernant l'ESEE. Environnement Canada devrait faciliter le processus que doivent suivre les mines, les consultants et les utilisateurs des données pour faire part au Ministère, en temps opportun, des points préoccupants et des problèmes relatifs aux rapports électroniques, de sorte que les modifications à apporter au système puissent être effectuées avant la prochaine série de rapports.

Recommandation n^{o} 8 : Le Guide technique devrait être clarifié afin de faire comprendre que les directives sont destinées à être souples et à donner des exemples de plans d'étude répondant aux exigences réglementaires en matière d'ESEE.

Recommandation n^{o} 9 : Il faudrait réviser le Guide afin d'indiquer que les mines dont les effets déterminés par l'ESEE sont compatibles, tant sur le plan de l'ampleur que de la portée géographique, avec ceux qui ont été anticipés dans le cadre du processus fédéral d'évaluation environnementale (EE), ne sont pas assujetties à l'élément de la recherche des causes pour ces effets désignés.

Recommandation n^{o} 10 : Le rôle de suivi de l'ESEE dans le cadre de la suite donnée à l'EE, de même que l'avantage qu'il y a à utiliser les techniques de suivi et les mesures terminales de l'ESEE au cours des activités de suivi de base de l'EE, devraient être portés à l'attention des praticiens de l'EE et des mines. Le secteur privé et Environnement Canada doivent faire mieux connaître les liens qui existent entre les deux programmes.

Caractérisation de l'effluent et étude de suivi de la qualité de l'eau

Recommandation n^{o} 11 : Le Système informatique de transmission des données réglementaires (SITDR) devrait être modifié de façon à inclure : a) la transmission électronique des variables facultatives qui sont propres au site; b) les limites de détection de la méthode; c) la justification du choix des points de rejet finaux (PRF), de façon à ce que la transmission électronique réponde aux exigences en matière d'établissement de rapports.

Recommandation n^{o} 12 : Il faudrait produire chaque année une version imprimée du rapport jusqu'à ce que la déclaration électronique des données reflète adéquatement le contenu du rapport.

Recommandation n^{o} 13 : Une fois que les exigences révisées en matière de déclaration de données ont été mises au point et que les problèmes de déclaration (intégralité et uniformité) du SITDR ont été réglés, il faudrait établir un mécanisme pour réviser les exigences concernant les documents qui sont tenus à la mine même. Ces documents seraient axés sur les aspects méthodologiques de la caractérisation ainsi que sur les détails relatifs à l'AQ/CQ, et ils seraient consignés et tenus à la mine pendant une période d'au moins 5 ans.

Recommandation n^{o} 14 : Il faudrait encourager les mines à utiliser, comme complément au Guide relatif à l'ESEE, le document intitulé *Directives additionnelles pour le rapport annuel des études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau du Programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux* qui a été publié en janvier 2005. Il est recommandé aussi d'intégrer les renseignements au Guide relatif à l'ESEE lors de la prochaine révision.

Recommandation n^{o} 15 : Tant la conductivité électrique que le sélénium devraient être ajoutés à la liste des variables requises pour les effluents et la qualité de l'eau à l'annexe 5, partie 1, du REMM.

Recommandation n^{o} 16 : Le thallium devrait être ajouté à la liste des variables facultatives, propres à un site, dans le Guide relatif à l'ESEE.

Recommandation n^{o} 17 : Il faudrait modifier le REMM afin qu'il soit possible d'exclure les mesures du radium 226 du suivi de la qualité de l'eau si la mine a satisfait aux dispositions du REMM concernant la réduction de la fréquence du suivi de cette substance dans les effluents.

Recommandation n^{o} 18 : Il faudrait modifier les rapports électroniques afin de tenir compte des changements indiqués à la section 5.2.2, intitulée *Pertinence des variables mesurées dans la caractérisation de l'effluent*, suite de la modification apportée au REMM.

Recommandation n^{o} 19 : Environnement Canada devrait réviser les guides afin d'indiquer qu'en ce qui concerne la qualité de l'eau, lorsque les concentrations relevées dans la zone exposée sont au moins deux fois supérieures à celles qui sont relevées dans la zone de référence, l'ampleur et la portée pour laquelle cette condition existe devraient être estimées dans le plan d'étude ou le rapport d'interprétation biologique, plutôt que dans le rapport annuel des études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau.

Recommandation n^{o} 20 : Les coordonnateurs régionaux devraient vérifier si les mines ont pris des mesures pour s'assurer que les limites de détection des méthodes (LDM) recommandées dans le Guide pour l'échantillonnage et l'analyse des effluents de mines de métaux sont atteintes lorsqu'elles déclarent leurs résultats. Si les LDM recommandées ne sont pas atteintes de manière uniforme dans l'avenir, il faudrait envisager, lors du prochain examen du Programme d'ESEE, de modifier le REMM afin d'y inclure des LDM obligatoires.

Essais de toxicité sublétale

Recommandation n^{o} 21 : Les améliorations techniques que le Sous-groupe chargé des essais de toxicité sublétale propose d'apporter au Système informatique de transmission des données réglementaires (SITDR) devraient être mises en œuvre.

Recommandation n^{o} 22 : Environnement Canada devrait faciliter une discussion élargie portant sur l'utilité et l'application des essais de toxicité sublétale au sein des ESEE pour ensuite énoncer clairement les buts des essais de toxicité sublétale et comment les résultats seront utilisés.

Recommandation n^{o} 23 : Étant donné que le statu quo est considéré comme inacceptable, Environnement Canada devrait envisager d'apporter des changements aux essais de toxicité sublétale qui sont menés dans le cadre du Programme d'ESEE.

Recommandation n^{o} 24 : Environnement Canada devrait envisager de modifier le libellé de l'alinéa 17*g*) de l'annexe 5 du REMM afin de supprimer l'obligation de déterminer s'il existe une corrélation entre les données de toxicité sublétale et les résultats des études menées sur la population de poissons, les tissus des poissons et la communauté d'invertébrés benthiques.

Questions scientifiques intersectorielles

Recommandation n^{o} 25 : Les directives sur les mésocosmes devraient être révisées afin d'inclure les méthodes relatives au transfert trophique (c'est-à-dire, une exposition attribuable à des sources alimentaires ainsi qu'à l'eau). Le Programme d'ESEE devrait continuer de suivre l'utilisation des mésocosmes de même que l'évolution de la science à mesure que des informations deviennent disponibles.

Recommandation n^{o} 26 : Les Bureaux régionaux des ESEE, avec le concours du Bureau national des ESEE, devraient soutenir au besoin l'aide que fournit le Comité scientifique pour concevoir des études de recherche de causes qui sont propres à un site particulier. Le Bureau national des ESEE devrait suivre les questions relatives à la recherche de causes, les plans d'étude établis, ainsi que les directives connexes, afin de mieux aider les mines qui entreprendront plus tard des études de recherche de causes.

Recommandation n^{o} 27 : De la documentation spécialisée pertinente devrait être citée dans le Guide relatif à l'ESEE afin de fournir de plus amples renseignements et exemples sur la façon dont les plans d'étude peuvent traiter des facteurs confondants.

Recommandation n^{o} 28 : Une case de texte devrait être ajoutée au rapport électronique afin d'expliquer de quelle façon les renseignements seront utilisés et d'inciter ainsi les mines à déclarer avec exactitude les facteurs confondants.

Recommandation n^{o} 29 : Pour aider les mines à concevoir et à exécuter des ESEE dans des zones touchées par une contamination historique, il faudrait amplifier le Guide relatif à l'ESEE afin de décrire un éventail d'instruments dont on pourrait se servir pour distinguer les effets dus à une contamination historique, de même que les avantages et les limites de chaque instrument.

Recommandation n^{o} 30 : Il faudrait réviser le Guide relatif à l'ESEE de façon à indiquer qu'il faut éviter d'utiliser des terres humides naturelles pour les ESEE. Dans le cas où l'effluent terminal d'une mine s'écoule dans une zone humide naturelle, les ESEE devraient être menées en aval de la terre humide en question s'il est impossible de le faire en amont.

Recommandation n^{o} 31 : Après la prochaine étape de suivi, il faudrait réévaluer la question de concevoir la tenue d'ESEE dans des terres humides, de même que la nécessité d'établir des directives précises.

Recommandation n^{o} 32 : Il faudrait établir des valeurs critiques de l'effet après la prochaine étape de l'ESEE.

Recommandation n^{o} 33 : Il faudrait que les travaux du Comité scientifique soient mieux communiqués à tous les intervenants, et cela inclut la liste des publications connexes des dix dernières années, que l'on devrait pouvoir consulter au site Web des ESEE.

Recommandation n^{o} 34 : Les communications entre tous les intervenants qui participent aux ESEE devraient se poursuivre au-delà du mandat de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux. Cela devrait inclure des réunions ou des ateliers annuels auxquels prendraient part les intervenants, afin que ces derniers puissent être mis à jour sur la situation et discuter des nouveaux éléments scientifiques ou d'autres problèmes au fur et à mesure qu'ils surviennent. Il pourrait aussi y avoir à intervalles périodiques des conférences téléphoniques entre les principaux intervenants de manière à assurer la communication et la coordination souhaitées.

Étude des poissons

Recommandation n^{o} 35 : Il faudrait réviser le Guide relatif à l'ESEE en vue d'y inclure des documents de référence portant sur les structures et les techniques de détermination de l'âge à utiliser, ainsi que d'indiquer qu'il faudrait éviter d'utiliser dans les études d'échantillonnage destructeur les poissons dont l'âge est difficile à déterminer, comme l'épinoche.

Recommandation n^{o} 36 : Il faudrait réviser au besoin les directives concernant les échantillonnages non destructeurs à la suite de l'examen, par le Comité scientifique, des études de ce type, et il faudrait recueillir des renseignements additionnels lors des prochaines étapes du suivi.

Recommandation n^{o} 37 : Les directives concernant les échantillonnages (ou les plans d'étude) relatifs aux poissons de petite taille devraient être mises à jour en y incluant de nouveaux documents de référence à mesure que l'on publie des études dans la documentation spécialisée jugée par les pairs.

Recommandation n^{o} 38 : Le Guide relatif à l'ESEE devrait préciser qu'il faut éviter dans la mesure du possible de comparer des données découlant de techniques de pêche mixtes. Si l'on utilise de multiples techniques de pêche, il faudrait alors employer les mêmes techniques entre la zone exposée et la zone de référence et il ne faudrait pas introduire dans la série de données de différences de taille.

Recommandation n^{o} 39 : Il est proposé de modifier le REMM afin de définir un effet sur l'utilisabilité des ressources halieutiques qui soit conforme à la ligne directrice de Santé Canada en matière de consommation de poissons. En outre, il est proposé d'apporter une modification additionnelle à cette définition afin d'indiquer que les concentrations relevées dans la zone exposée devraient présenter une différence statistiquement significative par rapport aux concentrations relevées dans la zone de référence.

Recommandation n^{o} 40 : Le Guide relatif à l'ESEE devrait être modifié à la suite de la modification apportée au REMM afin d'indiquer la nouvelle ligne directrice de Santé Canada en matière de consommation de poissons, de même que pour fournir des directives statistiques sur l'exécution d'un essai unilatéral en vue de déterminer si la concentration relevée dans la zone exposée est nettement supérieure, du point de vue statistique, à celle qui est relevée dans la zone de référence.

Recommandation n^{o} 41 : En présumant que les laboratoires commerciaux sont en mesure de respecter cette recommandation, la limite de détection du mercure présent dans l'effluent que prescrivent le Guide d'échantillonnage et d'analyse et le Guide relatif à l'ESEE devrait être révisée à 0,01 µg/l de façon à déceler avec confiance les concentrations supérieures à 0,1 µg/l.

Étude de la communauté d'invertébrés benthiques

Recommandation n^{o} 42 : Il faudrait que des spécialistes du Comité scientifique examinent la méthode de calcul utilisée pour le coefficient de Bray-Curtis, en se fondant sur les progrès signalés dans la documentation scientifique jugée par des pairs.

Remerciements

Nous tenons à souligner le travail et le dévouement de tous les membres de l'Équipe d'examen. Trois sous-groupes, formés lors du processus d'examen, ont étudié diverses questions liées à la participation des intervenants, aux essais de toxicité sublétale et aux poissons. Le Sous-groupe chargé de la participation des intervenants était présidé par Elizabeth Gardiner (Association minière du Canada) et ses membres étaient Charles Dumaresq (Environnement Canada), Alan Penn (Administration régionale Crie), Judy Parkman (Recycling Organization Against Rubbish), Christine Brereton (INCO) et Robert Christie (Pictou Harbour Environmental Protection). Le Sous-groupe chargé des essais de toxicité sublétale était présidé par Jim McGeer (Ressources naturelles Canada et Wilfrid Laurier University) et ses membres étaient Rick Lowell (Environnement Canada), Bernard Vigneault (Ressources naturelles Canada), Lisa Taylor (Environnement Canada), Rick Scroggins (Environnement Canada) et Arden Rosaasen (AREVA Ressources Canada Inc.). Le Sous-groupe chargé des poissons était présidé par Mark McMaster (Environnement Canada) et ses membres étaient Vince Palace (Pêches et Océans Canada), Malcolm McKee (Commission canadienne de sûreté nucléaire), Raymond Chabot (Environnement Canada – représentant régional), Christine Brereton (INCO) et Michelle Bowerman (Environnement Canada). Merci aux présidents et aux membres des sous-groupes pour leur dévouement et leur travail acharné. Toutes ces personnes se sont efforcées d'examiner les questions que l'Équipe d'examen avait relevées, d'en discuter et de recommander des solutions dans des délais fort restreints.

Nous remercions aussi les coordonnateurs régionaux de l'ESEE (Sue Ellen Maher, Raymond Chabot, Nardia Ali, Jenny Ferone et Mike Hagen) ainsi que les membres de leur effectif qui ont répondu, à très bref délai, à de nombreuses demandes de renseignements et de données.

Un merci spécial aux nombreux chercheurs, dont Mark McMaster, Vince Palace, Joseph Culp, Monique Dubé, Bernard Vigneault, Jim McGeer, Kelly Munkittrick et Nancy Glozier, qui ont trouvé du temps dans leurs horaires déjà chargés pour participer à des réunions, présenter de nouveaux travaux de recherche et mettre à contribution leur compétence scientifique en vue d'aider à approfondir le solide fondement scientifique qui sous-tend l'ESEE.

Table des matières

Avant-propos ..... **iii**

Sommaire ..... **iv**

Remerciements ..... **x**

1 Introduction **1**

2 Contexte **2**
2.1 Aperçu du Programme 2
2.2 Études de la caractérisation de l'effluent et de suivi de la qualité de l'eau 4
2.2.1 Caractérisation de l'effluent et suivi de la qualité de l'eau 4
2.2.2 Essais de toxicité sublétale 5
2.3 Études de suivi biologique 6
2.3.1 Suivi des poissons 6
2.3.2 Étude de la communauté d'invertébrés benthiques 7
2.3.3 Utilisation des ressources halieutiques 8
2.4 Administration du Programme 8

3 Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux **9**
3.1 Mandat et travaux de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux 9
3.1.1 Objet du rapport de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux 10

4 Évaluation nationale des résultats de l'étape 1 du Programme d'ESEE des mines de métaux **11**

5 Questions examinées et recommandations **12**
5.1 Mise en œuvre du Programme 12
5.1.1 Participation du public à l'ESEE 12
5.1.2 Communications entre le secteur public et le secteur privé 13
5.1.3 Uniformité nationale 13
5.1.4 Gestion des renseignements : base de données et rapports électroniques 14
5.1.5 Souplesse dans la mise en œuvre des directives 14
5.1.6 ESEE et évaluation environnementale 14
5.2 Caractérisation de l'effluent et étude de suivi de la qualité de l'eau 16
5.2.1 Rapports 16
5.2.2 Pertinence des variables mesurées dans le cadre de la caractérisation de l'effluent 17
5.2.3 Directives sur l'estimation de la portée géographique des effets, relativement à la qualité de l'eau 18
5.2.4 Utilisation de limites de détection appropriées 18
5.3 Essais de toxicité sublétale 19
5.3.1 Examen des données des essais de toxicité sublétale 19
5.3.2 Corrélation des données de toxicité sublétale avec les réponses sur le terrain 22
5.4 Questions scientifiques intersectorielles 22

5.4.1 Études alternatives – examen des mésocosmes dans le cadre de l'ESEE 22
5.4.2 Directives sur la recherche de causes 23
5.4.3 Facteurs confondants 23
5.4.4 Contamination historique 24
5.4.5 Terres humides 24
5.4.6 Zones de référence 25
5.4.7 Établissement des valeurs de l'effet 25
5.4.8 Évolution scientifique 26
5.5 Étude des poissons 27
5.5.1 Techniques de détermination de l'âge des poissons de petite taille 27
5.5.2 Études d'échantillonnage non destructeur et études d'échantillonnage destructeur 28
5.5.3 Directives concernant les poissons de petite taille 28
5.5.4 Interprétation des interactions importantes 28
5.5.5 Analyses effectuées à l'aide de poissons capturés selon des techniques différentes 29
5.5.6 Absence de poissons 29
5.6 Analyse des tissus des poissons (utilisation des ressources halieutiques) 30
5.6.1 Ligne directrice concernant la consommation de poissons 30
5.6.2 Niveau de détection approprié pour la mesure de la concentration du mercure dans l'effluent 31
5.7 Étude de la communauté d'invertébrés benthiques 31
5.7.1 Méthode statistique – univariée et multivariée 31
5.7.2 Coefficient de Bray-Curtis 32

6 Conclusion 33

7 Documents de référence 34

Annexe A : Attributions de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux 36

Annexe B : Liste des questions à examiner 43

Annexe C : Obstacles à la participation du public à l'ESEE 45

Annexe D : Rapport du Sous-groupe chargé des essais de toxicité sublétale 48

Liste des tableaux

Tableau 1 Variables mesurées dans le cadre de la caractérisation de l'effluent et du suivi de la qualité de l'eau. 4

Tableau 2 Types de réponses et d'indicateurs pour les études sur les poissons par échantillonnage destructeur et non destructeur. 7

Tableau 3 Indicateurs de base pour l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques 8

Liste des figures

Figure 1 Succession des étapes du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux. 3

1 Introduction

Le gouvernement fédéral a promulgué en 2002 le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM), sous l'égide de la *Loi sur les pêches*. Le REMM, qui a remplacé le *Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux* qui était en vigueur depuis 1977, réglemente la qualité des effluents que rejettent les mines productrices de métaux de base, de métaux précieux, de minerai de fer, d'uranium et d'autres métaux. Le REMM comporte des limites imposées au pH ainsi qu'aux concentrations d'arsenic, de cuivre, de cyanure, de plomb, de nickel, de zinc, de total des solides en suspension et de radium 226. Il exige également que les effluents soient à létalité non aiguë pour les truites arc-en-ciel. Les mines sont tenues de réaliser des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) pour évaluer les effets des effluents miniers sur le milieu aquatique, et plus précisément les poissons, l'habitat des poissons et l'utilisation des ressources halieutiques. Les résultats découlant du Programme d'ESEE brosseront un tableau complet des effets des mines de métaux sur la qualité de l'eau et les organismes aquatiques. Des modifications au REMM ont été publiées en octobre 2006.

L'obligation de procéder à une ESEE a été incluse dans le REMM parce que le secteur canadien des mines de métaux exploite ses activités dans de nombreux types différents de gisements de minerai, recourt à divers procédés d'extraction et de concentration et rejette des effluents dans divers milieux récepteurs. Pour ces raisons, on ignorait si le fait d'imposer des limites minimales nationales en rapport avec la qualité des effluents assurerait à lui seul une protection adéquate pour tous les milieux récepteurs. C'est pourquoi toutes les mines assujetties au REMM sont tenues d'exécuter un programme d'ESEE pour évaluer les effets des effluents des mines de métaux sur les poissons, l'habitat des poissons et l'utilisabilité des ressources halieutiques. Le Programme d'ESEE est un mécanisme de suivi scientifique qui peut servir à déterminer les effets des effluents des mines de métaux sur les écosystèmes aquatiques, de même que l'efficacité des mesures de protection de l'environnement.

Le Programme d'ESEE comporte deux éléments clés :

- Les études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau se composent de la caractérisation de l'effluent, du suivi de la qualité de l'eau et des essais de toxicité sublétale et sont assorties de l'obligation de produire chaque année un rapport. Ces études servent à étayer les renseignements qui aident à interpréter les données biologiques.
- Les études de suivi biologique se composent d'une étude sur la population de poissons, d'une étude sur la communauté d'invertébrés benthiques en vue d'évaluer les effets sur l'habitat des poissons, de même qu'une étude de la concentration de mercure dans les tissus de poissons afin d'évaluer les effets sur l'utilisabilité des ressources halieutiques.

L'élaboration du Programme d'ESEE des mines de métaux en vertu du REMM a été fondée sur les recommandations du Groupe de travail multisectoriel sur l'ESEE des mines de métaux (1997-1999), qui était formé de représentants du secteur public, du secteur privé et de groupes écologistes et autochtones. Lors de l'élaboration du programme, Environnement Canada s'est engagé à en examiner l'efficacité générale, environ trois ans après son entrée en application, à la suite de la première étape de suivi biologique. Pour s'acquitter de cet engagement, Environnement Canada a établi l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux en vue de

procéder à cet examen en se fondant sur les leçons tirées de la première étape de suivi. L'Équipe d'examen était formée d'un groupe d'experts issus du secteur public, du secteur privé et de groupes écologistes et autochtones. Son rôle consistait à fournir à Environnement Canada des recommandations destinées à améliorer l'efficacité, l'efficience et la solidité du point de vue scientifique du Programme d'ESEE.

L'examen a débuté en décembre 2005, environ six mois après l'achèvement de la première étape du suivi.

2 Contexte

2.1 Aperçu du Programme

Le Programme d'ESEE est conçu pour suivre une approche uniforme à l'échelon national, tout en comportant une certaine souplesse technique afin de pouvoir répondre à des questions propres à un site particulier. Ce programme est fondé sur un mécanisme de suivi en plusieurs étapes, qui permet de procéder à un suivi plus complet et plus fréquent aux sites où l'on relève des effets, et un suivi moins poussé aux sites où l'on ne relève aucun effet. Chaque étape du suivi prend appui sur les informations obtenues lors des études antérieures.

Le suivi biologique s'effectue dans les plans d'eau où sont rejetés des effluents miniers, ou dans des plans d'eau situés en aval du point de rejet des effluents. C'est ce que l'on appelle les « zones exposées », ou le « milieu récepteur ». Afin d'obtenir une base permettant de comparer les résultats obtenus, un suivi biologique est également effectué dans des plans d'eau écologiquement semblables qui ne sont pas exposés aux effluents miniers. Ces plans d'eau sont appelés « zones de référence ».

Chaque étape de suivi biologique du Programme d'ESEE commence par la préparation d'un plan d'étude qui est soumis à l'examen d'Environnement Canada avant que l'on procède aux études sur le terrain. Ces dernières comportent une caractérisation du site en vue de déterminer les principales caractéristiques physiques et chimiques de la zone exposée et de la zone de référence, de même qu'un suivi biologique visant à déterminer si des effets se font sentir sur les populations de poissons, les communautés d'invertébrés benthiques et l'utilisabilité des ressources halieutiques. À la suite de ces études sur le terrain, un rapport d'interprétation est établi et présenté à Environnement Canada; ce document résume les résultats des études de suivi, analyse et interprète ces résultats, et présente une conclusion sur les prochaines étapes de suivi qui seront menés au site en question.

Un aspect crucial de la nature progressive du programme est le fait que les activités de suivi exigées sont basées sur les résultats des études de suivi biologique précédentes. Ainsi, si l'on observe des effets biologiques à la première étape, l'objectif de l'étude suivante consiste donc à confirmer la présence de ces effets. Si ces derniers sont confirmés, l'objectif de l'étape suivante consistera à en déterminer l'ampleur et la portée géographique. Si l'ampleur et la portée géographique d'un effet ont été déterminées et si la cause de cet effet est inconnue, le suivi passera à une étape appelée « recherche des causes ». À l'inverse, si aucun effet biologique n'est relevé, le suivi biologique se poursuivra alors sur une base moins fréquente. Ces étapes du

Programme d'ESEE, ainsi que les fréquences de suivi qui y sont associées, sont illustrées à la figure 1.

Fait à noter, il est important d'examiner de quelle façon les effets sont définis dans le Programme d'ESEE. Le REMM comporte une série de définitions précises mais, essentiellement, un effet est une différence statistiquement significative dans les indicateurs des populations de poissons ou des communautés d'invertébrés benthiques qui sont relevés dans une zone exposée et une zone de référence (ou le long d'un gradient d'exposition à l'effluent en question), ou un dépassement d'une ligne directrice relative à la consommation de tissus de poisson, relativement à la présence de mercure dans les poissons exposés à l'effluent.

Il est important aussi de signaler que le Programme d'ESEE est conçu pour permettre aux mines de se fonder sur les résultats d'études de suivi réalisées avant l'entrée en vigueur des exigences en matière d'ESEE. Environ la moitié des mines assujetties au REMM détenaient des données de suivi historiques. Les mines qui n'en détenaient pas ont été tenues de soumettre des plans d'étude à Environnement Canada dans les 12 mois suivant l'entrée en vigueur du REMM, et de produire leurs premiers rapports d'interprétation avant le mois de juin 2005. Les mines détenant des données historiques ont été obligées de produire ces dernières, et elles ont eu ensuite jusqu'au mois de juin 2006 pour produire leurs rapports d'interprétation concernant la première étape de l'ESEE.

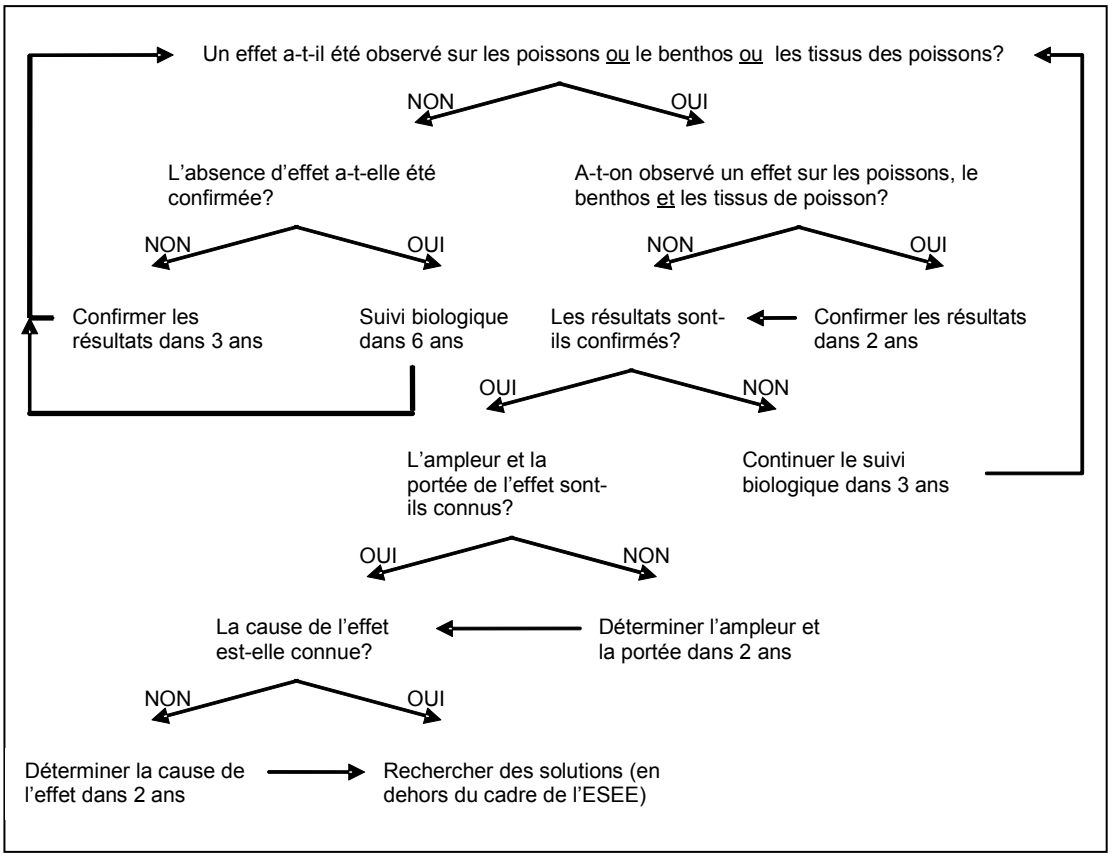


Figure 1 Succession des diverses étapes du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) des mines de métaux.

2.2 Études de la caractérisation de l'effluent et de suivi de la qualité de l'eau

Les études de caractérisation de l'effluent et de suivi de la qualité de l'eau comportent trois éléments principaux :

- la caractérisation de l'effluent;
- le suivi de la qualité de l'eau;
- les essais de toxicité sublétale.

2.2.1 Caractérisation de l'effluent et suivi de la qualité de l'eau

L'objectif des éléments « caractérisation de l'effluent » et « suivi de la qualité de l'eau » consiste à répondre à la question suivante : « Quelle est l'ampleur estimée du changement des concentrations de contaminants causé par l'activité minière dans la zone exposée? ». Les données recueillies lors de la caractérisation de l'effluent et du suivi de la qualité de l'eau sont utilisées aux fins suivantes :

- surveiller les changements apportés aux activités minières et à l'évolution des conditions environnementales dans le milieu récepteur;
- obtenir une indication de la variabilité de la qualité de l'effluent et des tendances temporelles ou saisonnières;
- obtenir des mesures de variables environnementales connexes, susceptibles d'aider à interpréter les résultats du suivi biologique (études des poissons et de la communauté d'invertébrés benthiques) et des essais de toxicité sublétale.

La caractérisation de l'effluent minier s'effectue par l'analyse d'échantillons de cet effluent en vue d'obtenir des renseignements sur les concentrations de contaminants. Les échantillons sont analysés afin d'y relever le pH et les substances réglementées en vertu du REMM - appelées « substances nocives » - ainsi que d'autres contaminants potentiels et paramètres connexes (tableau 1). Les échantillons sont recueillis quatre fois par année civile.

Le suivi de la qualité de l'eau s'effectue quatre fois par année en recueillant et en analysant des échantillons de l'eau provenant de la zone exposée et de la zone de référence. En outre, des échantillons sont prélevés dans des zones d'échantillonnage choisies dans les milieux récepteurs où l'on procède à un suivi biologique, parallèlement aux études de suivi biologique. L'analyse des échantillons prélevés dans le cadre du suivi de la qualité de l'eau portent sur les mêmes paramètres que ceux que l'on mesure pour la caractérisation de l'effluent (tableau 1), ainsi que sur la température de l'eau et la teneur en oxygène dissous.

Tableau 1 Variables mesurées dans le cadre de la caractérisation de l'effluent et du suivi de la qualité de l'eau.

Variables réglementées[1,2]	**Variables additionnelles requises[2,4]**	**Variables d'appui requises**	**Variables propres au site recommandées[9]**
Arsenic	Aluminium	Alcalinité[3,5,7]	Fluorure
Cuivre	Cadmium	Dureté totale[3,5,7]	Manganèse
Plomb	Fer	Oxygène dissous[5]	Sélénium
Nickel	Mercure[6]	Température[5]	Uranium
Zinc	Molybdène	Salinité[5,7,8]	Phosphore total

Variables réglementées[1,2]	Variables additionnelles requises[2,4]	Variables d'appui requises	Variables propres au site recommandées[9]
Radium 226 Cyanure total Total des solides en suspension pH[3]	Ammoniac Nitrate		Conductivité Calcium Chlorure Magnésium Potassium Sodium Sulfate Sulfosels totaux Profondeur de l'eau[5] Profondeur optique ou transparence[5] Carbone organique dissous Carbone organique total

1) La liste des paramètres réglementés (substances nocives et pH) figure à l'annexe 3 du REMM; les concentrations maximales sont précisées dans le Règlement.
2) Toutes les concentrations sont des valeurs totales; les concentrations dissoutes peuvent également être déclarées; les charges d'effluent seront aussi calculées et déclarées.
3) Variable exigée pour toutes les mines relativement à la caractérisation des effluents, mais, pour ce qui est du suivi de la qualité de l'eau, le pH n'est exigé que pour les mines dont l'effluent est rejeté en eau douce.
4) La liste des paramètres requis pour la caractérisation de l'effluent et le suivi de la qualité de l'eau figure à l'annexe 5 du REMM.
5) Paramètres mesurés pour le suivi de la qualité de l'eau dans les eaux réceptrices (zone exposée et zone de référence).
6) Le dosage du mercure peut être interrompu si la concentration de mercure total dans douze échantillons consécutifs d'effluent est inférieure à 0,10 µg/l.
7) Pour les mines qui rejettent l'effluent dans des eaux d'estuaire.
8) Pour les mines rejetant l'effluent en milieu marin.
9) Ces autres paramètres sont des contaminants potentiels ou des paramètres d'appui; l'analyse est facultative et peut être ajoutée en fonction des données géochimiques ou de suivi historique qui sont propres au site en question.

2.2.2 Essais de toxicité sublétale

Les essais de toxicité sublétale ont pour objet de répondre à la question suivante : « Les résultats des essais de toxicité sublétale indiquent-ils que l'effluent de la mine peut affecter les poissons, les invertébrés ou les plantes aquatiques? ». Les données de toxicité sublétale d'une qualité acceptables que l'on recueille à la longue grâce à des essais sur un effluent rejeté en un point précis peuvent donner une indication du degré de variabilité de la qualité de l'effluent et des tendances temporelles ou saisonnières.

Comme il est indiqué dans le Guide relatif à l'ESEE (2002), les essais de toxicité sublétale qui sont réalisés dans le cadre du Programme d'ESEE peuvent être utilisés à deux fins :

1. estimer le potentiel d'impacts dans la zone exposée et estimer la portée géographique potentielle de la réaction sublétale d'après les résultats des essais de toxicité de l'effluent minier;

2. mesurer les changements de la qualité de l'effluent dans le temps qui sont engendrés par la modification des procédés de traitement de l'eau, des pratiques de gestion du ruissellement sur le site et du fonctionnement de la mine, ainsi que par la mise en place de mesures d'atténuation du drainage acide.

Pour répondre à la question susmentionnée, les mines procèdent à une série de quatre essais de toxicité sublétale utilisant des organismes dulcicoles (poissons, invertébrés, plantes et algues) ou de trois essais de toxicité sublétale utilisant des organismes marins (poissons, invertébrés et algues), suivant le type de milieu récepteur à l'étude. Les essais sont effectués et les résultats déclarés conformément aux protocoles d'essais normalisés qu'Environnement Canada a mis au point. Ces essais doivent être réalisés deux fois par année pendant les trois premières années suivant la date à laquelle les mines deviennent assujetties aux exigences du REMM en matière d'ESEE, et ensuite une fois par année.

2.3 Études de suivi biologique

Comme il est indiqué à la section 2.1, les études de suivi biologique sont menées à intervalles de deux, de trois ou de six ans, suivant les résultats des études de suivi antérieures. Les effets de l'effluent sur les poissons sont évalués en faisant une comparaison entre les populations de poissons adultes exposées à l'effluent et les populations de poissons adultes qui n'y sont pas exposées, ou alors le long d'un gradient de concentrations décroissantes de l'effluent. Les effets sur l'habitat des poissons sont évalués en faisant une comparaison entre les communautés d'invertébrés benthiques issues de zones exposées et non exposées à l'effluent, ou alors le long d'un gradient de concentrations décroissantes de l'effluent. Les mesures de la concentration de mercure dans les tissus des poissons évaluent les effets sur l'utilisabilité des ressources halieutiques.

2.3.1 Suivi des poissons

Le suivi des poissons qui est réalisé dans le cadre du Programme d'ESEE consiste à étudier les poissons afin de déterminer s'il y a des différences dans la croissance, la reproduction, la survie ou la condition des populations et, ainsi, si l'effluent minier a un effet sur les poissons.

Le suivi des poissons s'effectue au moyen d'une étude sur les poissons adultes, qui compare les différences relevées sur le plan de la survie (âge), de l'utilisation de l'énergie (croissance et reproduction) et du stockage de l'énergie (condition et poids relatif du foie) des poissons exposés au rejet de l'effluent avec les différences relevées chez des poissons non exposés provenant d'une zone de référence ou de zones situées en aval d'un point de rejet, à une distance graduellement croissante.

Les études sur les poissons adultes peuvent consister en un échantillonnage destructeur - ou non destructeur. Pour ce qui est de l'échantillonnage destructeur, le Guide recommande d'échantillonner 20 mâles et 20 femelles adultes de deux espèces de poissons. Pour l'échantillonnage non destructeur, on recommande d'utiliser 100 specimens. Les études d'échantillonnage non destructeur nécessitent plus d'échantillons car il y a moins de paramètres qui peuvent être mesurés lorsque les poissons ne sont pas tués lors de l'étude.

Les études sur les poissons nécessitent cinq mesures terminales de base (tableau 2). Ces dernières sont considérées comme les principales mesures qui intègrent le rendement des poissons associé à leurs conditions environnementales. Ces méthodes sont en voie d'élaboration depuis plus d'une dizaine d'années (Munkittrick et Dixon 1989 a,b; Munkittrick 1992; Gibbons et Munkittrick 1994; Munkittrick et coll. 2000).

Tableau 2 Types de réponses et d'indicateurs pour les études sur les poissons menées par échantillonnage destructeur ou non destructeur.

a) Type de réponse	**Mesure terminale (échantillonnage destructeur) (20 mâles et 20 femelles adultes; 2 espèces)**	**Mesure terminale (échantillonnage non destructeur) (100 spécimens)**
Survie	Âge	Effectif relatif des classes d'âge
		Distribution de la fréquence des longueurs
Utilisation de l'énergie	Poids selon l'âge	Poids selon l'âge
		Taille des jeunes de l'année
	Poids relatif des gonades	Abondance relative des jeunes de l'année
Stockage d'énergie	Condition	Condition
	Poids relatif du foie	

2.3.2 Étude de la communauté d'invertébrés benthiques

En plus de présenter le risque d'affecter directement les poissons, les effluents des mines de métaux peuvent toucher indirectement ces derniers en modifiant leur habitat. Pour déterminer si les rejets d'effluents miniers ont une incidence sur cet habitat, les mines sont tenues de procéder à une étude de la communauté d'invertébrés benthiques. Ces derniers sont de petits organismes, habituellement des larves d'insectes, qui vivent au fond des lacs et des cours d'eau. Source importante de nourriture pour diverses espèces de poissons, ces invertébrés forment un élément important de l'habitat des poissons.

L'étude de la communauté d'invertébrés benthiques est un outil de suivi normalisé que l'on utilise à grande échelle dans le domaine de la gestion de l'environnement en tant qu'indicateur de l'état de l'habitat des poissons. Les différences statistiques relevées dans quatre indices de base (tableau 3) entre la zone exposée et la zone de référence servent à quantifier les effets sur la fonction et la structure de la communauté. Ces indices décrivent un éventail de réponses, dont des changements dans la productivité, la composition des espèces et la biodiversité, qui peuvent être imputables à des variations des conditions environnementales dues à des facteurs tels que le rejet d'effluents miniers (Glozier et coll. 2002). Le coefficient de Bray-Curtis présente sous forme sommaire les différences générales de composition de la communauté entre la zone de référence et la zone exposée (Environnement Canada 2002).

Tableau 3 Indicateurs de base pour l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques

Mesure	Indicateur
Densité totale	Nombre d'animaux par unité de surface échantillonnée
Richesse des taxons	Nombre de taxons ou de sortes d'animaux
Diversité de Simpson	Mesure de laquelle les animaux sont également distribués parmi les taxons
Coefficient de Bray-Curtis	Mesure des différences générales dans la composition de la communauté entre la zone de référence et la zone exposée

2.3.3 Utilisation des ressources halieutiques

Le troisième volet des études de suivi biologique consiste à évaluer si les effluents miniers ont une incidence sur l'utilisation des ressources halieutiques. Pour ce qui est du Programme d'ESEE des mines de métaux, ce sont les concentrations de mercure dans les tissus des poissons que l'on utilise comme indicateur de l'utilisabilité des poissons, car des concentrations élevées de cette substance peuvent rendre des poissons impropres à la consommation humaine.

Pour évaluer les effets sur l'utilisabilité des poissons, les mines sont tenues de procéder à une analyse de la présence de mercure dans les tissus des poissons si l'on trouve ce métal dans l'effluent à une concentration supérieure ou égale à 0,1 µg/l. L'étude sur les tissus des poissons est menée à la fois dans une zone exposée et dans une zone de référence. Un effet sur l'utilisabilité des poissons s'entend des mesures du mercure total qui excèdent la limite de 0,45 mg/kg de poids humide dans les poissons capturés dans une zone exposée et qui sont statistiquement différentes des mesures du mercure total relevées dans les poissons capturés dans une zone de référence.

2.4 Administration du Programme

Le Programme d'ESEE des mines de métaux est un programme scientifique complexe qui comporte des exigences juridiques détaillées, de même que de nombreuses directives techniques destinées aux praticiens afin d'aider ces derniers à répondre aux exigences juridiques. Des communications claires entre tous les participants au Programme sont un élément clé du succès de ce dernier.

Le Programme d'ESEE a été établi par Environnement Canada, et le Ministère a pour rôle important de faciliter les communications entre tous les participants, de même que leur perfectionnement continu. Pour jouer un rôle de chef de file et de facilitateur, Environnement Canada a établi les entités suivantes :

Bureau national des ESEE : ce Bureau, formé d'employés relevant de l'Administration centrale d'Environnement Canada, joue un rôle de chef de file pour les programmes d'ESEE réglementés qui visent le secteur des pâtes et papiers et celui des mines de métaux, et il assure l'évolution scientifique des programmes. Deux des nombreux rôles que joue le Bureau consistent à rédiger

des guides techniques sur la façon de réaliser les ESEE et d'analyser à l'échelon national les données qui en résultent.

Comité scientifique : le Comité scientifique, formé de scientifiques spécialisés dans tous les aspects du programme, a pour objet de s'assurer que le Programme d'ESEE continue d'évoluer de pair avec nos connaissances scientifiques, et il offre la compétence technique voulue pour concevoir et mettre en œuvre de manière efficace le Programme.

Équipe nationale des ESEE : le Bureau national des ESEE travaille en collaboration étroite avec le personnel régional d'Environnement Canada, le Comité scientifique et d'autres représentants du secteur public par l'entremise de l'Équipe nationale des ESEE, afin de veiller à ce que les programmes d'ESEE soient mis en œuvre d'une manière efficace, rentable et uniforme à l'échelon national.

Comités consultatifs techniques (CCT) : des CCT ont été formés dans les régions en vue de prodiguer des conseils de nature technique et scientifique sur les plans et les rapports d'interprétation des ESEE; ils sont formés de coordonnateurs régionaux ainsi que de représentants de ministères provinciaux et d'autres services gouvernementaux.

3 Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux

3.1 Mandat et travaux de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux

Lors de l'élaboration du Programme d'ESEE des mines de métaux, Environnement Canada s'est engagé à procéder à un examen multilatéral après la première étape du programme. En réponse à cet engagement, l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux, qui regroupe plusieurs intervenants, a été constituée à l'automne de 2005.

L'Équipe d'examen avait pour mission d'examiner les expériences et les résultats du Programme d'ESEE à partir de la première étape de l'ESEE menée auprès des mines de métaux canadiennes et, en fonction des résultats de cet examen, de soumettre à Environnement Canada des recommandations destinées à améliorer le programme. L'Équipe d'examen a été formée d'experts qui connaissaient bien le Programme d'ESEE, de même que d'experts dans le domaine des mines de métaux et des effets sur les écosystèmes aquatiques. Cette équipe d'experts a été formée de représentants du gouvernement fédéral (Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Ressources naturelles Canada et Commission canadienne de sûreté nucléaire), du secteur des mines, ainsi que de groupes écologistes et autochtones.

Les tâches principales de l'Équipe d'examen étaient les suivantes :

- relever les questions à analyser dans le cadre de l'évaluation nationale des données découlant de la première étape de l'ESEE des mines de métaux (ce travail a été fait par le Bureau national des ESEE);
- passer en revue tous les aspects du Programme d'ESEE afin de déterminer ce qui avait bien fonctionné et à quels endroits on avait rencontré des problèmes;
- trouver et évaluer les solutions possibles, en vue de régler les problèmes relevés;

- examiner les résultats de l'évaluation nationale;
- soumettre à Environnement Canada des recommandations destinées à améliorer le Programme d'ESEE des mines de métaux.

L'annexe A présente la liste des membres de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux, sous la rubrique « Attributions ».

Lors de la première réunion en tête-à-tête de l'Équipe d'examen, les membres ont déterminé les questions à examiner lors d'une séance de remue-méninges. Ces questions ont ensuite été regroupées dans diverses catégories à analyser :

- la mise en œuvre du programme;
- la caractérisation de l'effluent et l'étude de la qualité de l'eau;
- les essais de toxicité sublétale;
- les questions scientifiques intersectorielles;
- l'étude des poissons et l'étude de l'utilisabilité des poissons;
- l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques.

Un plan de travail a ensuite été dressé en vue de traiter de chacune des questions relevées dans le cadre de conférences téléphoniques, de réunions en tête-à-tête ou des travaux des sous-groupes. L'annexe B présente la liste complète de toutes les questions que l'Équipe d'examen a analysées. Trois sous-groupes ont été constitués en vue d'examiner en profondeur des questions précises concernant l'étude des poissons, les essais de toxicité sublétale et la participation des intervenants au Programme d'ESEE. Pendant tout le processus, les membres de l'Équipe d'examen ont eu l'occasion de mettre de l'avant de nouveaux sujets de discussion. Par ailleurs, à la première réunion, il a été demandé aux membres quels types d'analyse de données il fallait effectuer à l'échelon national. Les points de vue émis et les idées exprimées ont été l'objet de discussions dans le cadre de quatre réunions et de conférences téléphoniques mensuelles tenues entre décembre 2005 et février 2007, et ils ont mené à la production du rapport.

3.1.1 Objet du rapport de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux

Le rapport de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux a pour objet de résumer le travail de l'Équipe d'examen ainsi que de présenter à Environnement Canada ses conclusions et ses recommandations sur les changements à apporter au Programme d'ESEE. Environnement Canada examinera les recommandations dans le cadre du perfectionnement continu du Programme d'ESEE.

Les recommandations présentées dans le rapport de l'Équipe d'examen sont principalement fondées sur la compétence et l'expérience collectives des membres de l'Équipe d'examen, de même que sur l'examen de certains des résultats nationaux découlant de la première étape du Programme d'ESEE des mines de métaux et des points de vue émanant du Comité scientifique. L'Équipe d'examen n'a pas procédé à une évaluation détaillée des résultats, pas plus qu'elle n'avait vu les résultats définitifs de l'évaluation nationale au moment de la publication du présent rapport. C'est Environnement Canada qui procède à cette évaluation nationale détaillée, et celle-ci sera publiée séparément, dans un rapport d'Environnement Canada.

En élaborant ces conclusions et ces recommandations, l'Équipe d'examen a souligné certaines limites inhérentes à l'examen. En particulier, le fait que la série unique de données découlant de la première étape du Programme d'ESEE n'allait probablement pas fournir suffisamment d'informations pour qu'il soit possible d'apporter d'importants changements au programme. L'Équipe d'examen considère néanmoins que les recommandations formulées dans le présent rapport sont importantes et que ces dernières, si elles sont mises en œuvre, aideront à améliorer le programme. Dans l'avenir, lorsque l'on disposera de plus de données, un examen plus approfondi mènera peut-être à d'autres améliorations.

4 Évaluation nationale des résultats de l'étape 1 du Programme d'ESEE des mines de métaux

L'évaluation nationale des résultats de l'étape 1 du Programme d'ESEE des mines de métaux a été menée par Environnement Canada, et ce, de manière distincte mais en parallèle avec le travail de l'Équipe d'examen. Le rapport d'évaluation sera jugé par des pairs avant d'être publié au cours de l'année 2007.

L'évaluation nationale a pour but de présenter et d'analyser, à une échelle nationale plutôt qu'à une échelle régionale ou à celle d'un site particulier, les résultats des données biologiques recueillies en 2004 et en 2005 dans le cadre de la première étape du Programme d'ESEE des mines de métaux.

Il est important de signaler que les activités de l'Équipe d'examen, de même que la préparation de l'évaluation nationale, ne sont pas déroulées isolément. L'Équipe d'examen a eu la possibilité de déterminer les questions et les analyses précises qu'il fallait prendre en considération lors de la préparation de l'évaluation nationale. En outre, il lui a été possible de prendre connaissance des résultats préliminaires de l'évaluation nationale à mesure qu'ils devenaient disponibles, et cela a éclairé ses discussions. Cependant, l'Équipe d'examen n'a pas pu procéder à un examen détaillé des résultats de l'évaluation nationale car le rapport définitif n'était pas terminé.

L'évaluation nationale traitera, notamment, des principales questions qui suivent :

1) Quels sont les types et l'ampleur des effets des effluents miniers sur les poissons adultes et les communautés d'invertébrés benthiques?
2) De quelle façon les effets sont-ils influencés par le type de minerai, l'habitat, le sexe, l'espèce et les rejets continus, par opposition aux rejets intermittents?
3) Quels sont les effets des effluents miniers sur l'utilisabilité des ressources halieutiques?
4) Comment s'échelonnent les valeurs des effets?

5 Questions examinées et recommandations

5.1 Mise en œuvre du Programme

5.1.1 Participation du public à l'ESEE

Dans le cadre de l'examen du Programme d'ESEE des mines de métaux, le Sous-groupe chargé de la participation des intervenants a été établi en vue d'examiner la question de la participation du public à l'ESEE, et ce, dans le contexte des trois questions clés de l'examen de l'ESEE :

- Qu'est-ce qui fonctionne?
- Qu'est-ce qui ne fonctionne pas?
- Quelle mesure corrective faut-il prendre?

Plus précisément, ce Sous-groupe s'est efforcé d'améliorer ce que l'on savait sur l'état actuel de la participation du public à l'ESEE, ainsi que de trouver des moyens de favoriser une plus grande participation du public.

Dans l'ensemble, les membres du Sous-groupe ont convenu qu'à ce jour, l'élément « participation du public » du programme ne fonctionne pas bien.

Le Sous-groupe est conscient que les collectivités et les organismes intéressés ont besoin de renseignements pratiques sur l'état actuel du Programme d'ESEE, ainsi que d'occasions de participer de manière constructive à l'ESEE. Les membres du Sous-groupe sont également conscients de la nécessité d'avoir des attentes réalistes quant au degré de participation du public, vu les délais précis, réglementés et souvent serrés qu'il faut respecter, ainsi que la nature hautement technique et l'orientation très précise du programme. Le Sous-groupe a établi un document qu'on retrouve en annexe C et qui relève les obstacles à la participation du public à l'ESEE, et les discussions sur cette question devraient se poursuivre. Les activités que le Sous-groupe se propose d'effectuer sont les suivantes :

- examiner le chapitre 10 du Guide de l'ESEE, qui porte sur la participation du public;
- examiner les avantages possibles de la tenue d'un atelier multilatéral sur la participation du public à l'ESEE;
- établir un document destiné à aider à renforcer les capacités au sein du public à l'égard du Programme d'ESEE. Ce document fournirait au public des renseignements de base sur l'ESEE et décrirait de quelle façon il peut prendre part au programme;
- établir des documents qui aident précisément les exploitants des mines à faire appel au public. Ces documents, axés sur les avantages possibles de la participation du public à l'ESEE, décriraient de quelles façons le public peut participer davantage à l'ESEE, et comment l'exploitant d'une mine peut faire davantage appel au public.

Recommandation n^{o} 1 : Environnement Canada devrait encourager les exploitants de mines à faire participer le public à l'ESEE par l'entremise de mécanismes existants tels que des comités de liaison publique ou d'autres activités de sensibilisation externes appropriées.

Recommandation n^{o} 2 : Le travail du Sous-groupe chargé de la participation des intervenants devrait se poursuivre.

5.1.2 Communications entre le secteur public et le secteur privé

Certains des secteurs clés de l'ESEE au sein desquels l'Équipe d'examen a considéré que des difficultés et des incohérences sur le plan des communications entre le secteur public et le secteur privé posaient des difficultés comprennent les suivants : l'examen des renseignements historiques (le cas échéant), l'examen et l'approbation du plan d'étude, les études sur le terrain menées dans le cadre de l'ESEE, ainsi que la rétroaction sur le rapport d'interprétation de l'ESEE.

Dans l'ensemble, les membres de l'Équipe ont convenu que les communications entre le secteur privé et le secteur public sont bonnes mais qu'il faudrait s'efforcer de façon constante de les améliorer. Il a cependant été noté que l'opportunité de la rétroaction des autorités doit être prévisible, raisonnable et uniforme d'une région à une autre. Il est question de ce dernier point à la section portant sur l'uniformité nationale.

Recommandation n^{o} 3 : Les efforts visant à améliorer les communications entre le secteur privé et le secteur public au sujet des questions relatives à l'ESEE devraient se poursuivre.

Recommandation n^{o} 4 : Environnement Canada devrait demander aux membres du Comité scientifique de dresser une liste de leurs travaux de recherche actuels et futurs sur le plan minier, étant entendu que les priorités relatives aux recherches futures peuvent changer une fois que l'évaluation nationale aura été effectuée.

5.1.3 Uniformité nationale

Le secteur privé a fait état de certaines préoccupations au sujet de l'uniformité nationale, notamment au chapitre de l'opportunité et le contenu de la rétroaction auprès des mines, qui était fort variée d'une région à une autre tant pour ce qui est des plans d'étude que des rapports d'interprétation. Environnement Canada a reconnu qu'il y a des problèmes à cet égard, lesquels souvent liés aux différences de ressources entre les régions, ainsi qu'à la complexité des rapports avec certains comités consultatifs techniques (CCT). Des préoccupations ont été soulevées aussi au sujet de la variabilité de la composition des CCT entre les diverses régions, et l'on s'est demandé si cela avait une incidence sur la qualité de la rétroaction destinée aux plans d'étude et aux rapports d'interprétation. Le groupe a jugé qu'il fallait que la composition des CCT soit aussi vaste qu'il le fallait, à la condition que la qualité de la rétroaction concernant les plans d'étude et les rapports d'interprétation soit appropriée, gérable et acceptable. Il a été noté aussi que certaines régions décident d'être plus actives que d'autres, et que cela peut dépendre des ressources régionales.

Recommandation n^{o} 5 : Environnement Canada devrait examiner le processus des CCT et consulter tous les intervenants afin de déterminer si ce processus est efficient et efficace.

Recommandation n^{o} 6 : Environnement Canada devrait procéder à un examen interne national du niveau de détail de la rétroaction et des types de recommandations fournies aux mines sur les plans d'étude et les rapports d'interprétation. À la suite de cet examen, Environnement Canada devrait mettre au point des normes de service, y compris les délais et le niveau de détail requis, relativement à la rétroaction destinée aux mines.

5.1.4 Gestion des renseignements : base de données et rapports électroniques

Le système de gestion des renseignements du Programme d'ESEE comprend le logiciel d'entrée de données biologiques et la base de données nationale connexe que l'on utilise pour les données des études de suivi biologique. Les mines sont tenues de présenter les données associées à leurs rapports d'interprétation par voie électronique, à intervalles de deux, de trois ou de six ans, suivant les exigences en matière de rapport auxquelles elles sont soumises, lesquelles exigences sont déterminées par les résultats des étapes de suivi antérieures. En outre, les mines présentent chaque année, avant le 31 mars, les données découlant de leurs études de caractérisation de l'effluent, du suivi de la qualité de l'eau et des essais de toxicité sublétale, par l'intermédiaire du Système informatique de transmission des données réglementaires (SITDR), qui sert aussi à la présentation trimestrielle des données sur l'observation des exigences. À l'heure actuelle, la base de données et le système de déclaration électronique sont mis à jour périodiquement, à mesure que l'on relève des problèmes. Comme ce système semble bien fonctionner, l'Équipe a recommandé qu'il soit maintenu.

Recommandation n^{o} 7 : Il faudrait continuer d'utiliser le système actuel, qui consiste à mettre à jour, au besoin, les systèmes de déclaration électronique concernant l'ESEE. Environnement Canada devrait faciliter le processus que doivent suivre les mines, les consultants et les utilisateurs pour faire part au Ministère, en temps opportun, des points préoccupants et des problèmes relatifs aux rapports électroniques, de sorte que les modifications à apporter au système puissent être effectuées avant la prochaine série de rapports.

5.1.5 Souplesse dans la mise en œuvre des directives

Selon certains, le Guide relatif à l'ESEE des mines de métaux ne comporte pas d'options qui permettent de comparer les plans d'étude aux conditions de base pour les données historiques. Il a été précisé que le Guide est destiné à servir de point de départ pour les plans d'étude et que la souplesse qu'il comporte permet de faire preuve de créativité pour la conception des études de façon à tenir compte des besoins propres aux sites. Cela pourrait inclure des plans d'études du type avant-après contrôle-impact, qui servent à comparer les conditions courantes attribuables à une exposition à des effluents aux conditions de base, avant le rejet de l'effluent, ou alors à distinguer les effets du rejet courant de ceux dus à la contamination historique. Des discussions plus approfondies sur cette question ont reconnu qu'un plan du type « avant-après » serait utile et pourrait être suggéré pour évaluer d'autres questions (c'est-à-dire, pour distinguer les impacts historiques des rejets courants) mais que cela ne pourrait pas être exigé car les mines ne seraient obligées de procéder à une ESEE que si elles sont assujetties au REMM.

Recommandation n^{o} 8 : Le Guide devrait être clarifié afin de faire comprendre que les directives sont destinées à être souples et à donner des exemples de plans d'étude répondant aux exigences réglementaires en matière d'ESEE.

5.1.6 ESEE et évaluation environnementale

La plupart des mines nouvelles sont tenues de procéder à des évaluations environnementales (EE) avant de pouvoir obtenir des permis pour débuter les travaux de construction et, en fin de compte,

commencer à produire. De façon générale, les EE ont pour but d'évaluer les impacts potentiels d'un projet proposé sur l'environnement et la santé humaine. Les informations découlant des EE servent à décider si l'on donnera suite aux projets proposés, et les recommandations qu'elles comportent peuvent inclure des mesures correctives pour réduire ou éliminer des impacts potentiels, ainsi que pour procéder à un suivi ultérieur. En général, les EE comportent des activités de suivi en vue de déterminer les conditions environnementales de base, avant le début de l'élaboration du projet proposé. Les données de base sont ensuite utilisées dans les prévisions relatives aux effets environnementaux potentiels du projet. Ces données peuvent également servir d'éléments de base pour effectuer des comparaisons avec les résultats des activités de suivi menées après le début du projet, de façon à évaluer les impacts réels par opposition aux impacts prévus.

L'Équipe d'examen a discuté des liens entre l'ESEE et les EE. En particulier, il existe des liens possibles entre l'ESEE et les impacts environnementaux potentiels anticipés qui sont établis dans le cadre du processus d'EE. Il a été reconnu qu'au moment de la conception des études de suivi de base pour les projets miniers proposés, il faudrait prendre en considération les exigences futures en matière d'ESEE. Bien que la portée des études de base menées dans le cadre des EE dépasse souvent de loin celles de l'ESEE, les résultats des travaux futurs qui seront faits dans le cadre de l'ESEE pourront servir à donner suite aux prévisions établies lors de l'EE. Cependant, cela ne peut se faire que si l'on utilise des méthodes de suivi et des mesures terminables comparables. Il y a donc été convenu que, pour les projets miniers proposés dans le cadre desquels sont menées des études de suivi de base pour l'EE, l'élément aquatique de ces études devrait évaluer, à tout le moins, les mesures terminales utilisées dans le Programme d'ESEE. En outre, lorsque les mines sont tenues de procéder à un suivi ultérieur dans le cadre du processus d'EE, l'ESEE pourrait servir à répondre à certaines de ces exigences, à la condition d'avoir recours à des méthodes et à des mesures terminales comparables lors du suivi de base. Par conséquent, si l'on prend en considération les besoins des deux programmes, les résultats de l'ESEE peuvent contribuer de manière importante au processus d'EE, et il possible d'éviter d'avoir à fixer des exigences de suivi qui se chevauchent pour répondre aux besoins de ces programmes différents.

Il a été reconnu que les objectifs de l'ESEE et des activités de suivi ultérieures qui sont menées pour répondre aux exigences en matière d'EE ne sont peut-être pas si compatibles une fois que l'ESEE entre dans l'étape de la recherche des causes. Dans les activités de suivi ultérieures qui se rapportent à l'EE, l'ampleur et la portée des effets sont évalués, mais, en général, les causes des effets observés ne sont étudiées que si les effets dépassent le niveau des effets jugés acceptables dans le cadre du processus d'EE. On considère toutefois que l'évaluation de la question de savoir si les effets sont considérés comme acceptables déborde le cadre de l'ESEE. Une fois que l'on a déterminé l'ampleur et la portée des effets, les mines sont ensuite tenues d'analyser les causes de ces effets dans le cadre du Programme d'ESEE, indépendamment du fait que l'EE peut avoir déterminé que les effets observés seraient considérés comme acceptables.

Recommandation n^{o} 9 : Il faudrait réviser le Guide afin d'indiquer que les mines dont les effets déterminés par l'ESEE sont compatibles, tant sur le plan de l'ampleur que de la portée géographique, avec ceux qui ont été anticipés dans le cadre du processus fédéral d'évaluation environnementale (EE), ne sont pas assujetties à l'élément de la recherche des causes pour ces effets désignés.

Recommandation n^{o} 10 : Le rôle de suivi de l'ESEE dans le cadre de la suite donnée à l'EE, de même que l'avantage qu'il y a à utiliser les techniques de suivi et les mesures terminales de l'ESEE au cours des activités de suivi de base de l'EE, devraient être portés à l'attention des praticiens de l'EE et des mines. Le secteur privé et Environnement Canada doivent faire mieux connaître les liens qui existent entre les deux programmes.

5.2 Caractérisation de l'effluent et étude de suivi de la qualité de l'eau

5.2.1 Rapports

Des préoccupations ont été soulevées au sujet, d'une part, de la nécessité d'obtenir de chaque site minier un rapport écrit annuel et, d'autre part, de la variabilité de la présentation des rapports portant sur la caractérisation de l'effluent et la qualité de l'eau. Le personnel national et régional de l'ESEE se sert actuellement de rapports écrits pour vérifier les données de l'ESEE qui manquent dans le SITDR et vérifier les renseignements fournis. Ce travail est dû aux préoccupations que suscite la qualité des données de l'ESEE qui se rapportent à la caractérisation de l'effluent et à la qualité de l'eau dans le SITDR. Cette vérification des données est importante pour les analyses régionales et nationales des données, car elle donne confiance en ces analyses. L'Équipe d'examen a convenu que les mines devraient suivre une présentation uniforme pour leurs rapports imprimés. Cependant, cette présentation devrait être harmonisée avec les autres organismes auxquels ces rapports sont présentés. L'Équipe d'examen a noté aussi que les mines surveillent un certain nombre de variables facultatives, propres à leurs sites. Bien que ces données soient incluses dans les rapports écrits, elles ne sont pas disponibles sous forme électronique et, en tant que telles, ne sont pas faciles à consulter.

Recommandation n^{o} 11 : Le Système informatique de transmission des données réglementaires (SITDR) devrait être modifié de façon à inclure : a) la transmission électronique des variables facultatives qui sont propres aux sites; b) les limites de détection de la méthode; c) la justification du choix des points de rejet finaux (PRF), de façon à ce que la transmission électronique réponde aux exigences en matière d'établissement de rapports.

Recommandation n^{o} 12 : Il faudrait produire chaque année une version imprimée du rapport jusqu'à ce que la déclaration électronique des données reflète adéquatement le contenu du rapport.

Recommandation n^{o} 13 : Une fois que les exigences révisées en matière de déclaration de données auront été mises au point et que les problèmes de déclaration (intégralité et uniformité) du SITDR auront été réglés, il faudrait établir un mécanisme pour réviser les exigences concernant les documents qui sont tenus à la mine même. Ces documents seraient axés sur les aspects méthodologiques de la caractérisation ainsi que sur les détails relatifs à l'AQ/CQ, et ils seraient consignés et conservés à la mine pendant une période d'au moins 5 ans.

Recommandation n^{o} 14 : Il faudrait encourager les mines à utiliser, comme complément au Guide relatif à l'ESEE le document intitulé *Directives additionnelles pour le rapport annuel des études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau du Programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux* qui a été publié en janvier 2005. Il est recommandé aussi d'intégrer les renseignements au Guide relatif à l'ESEE lors de la prochaine révision.

5.2.2 Pertinence des variables mesurées dans le cadre de la caractérisation de l'effluent

L'Équipe d'examen a révisé la liste des variables relatives à la caractérisation de l'effluent et à l'étude de suivi de la qualité de l'eau. Au début du processus d'examen, plusieurs variables ont été relevées en vue de leur ajout éventuel à la liste des variables faisant l'objet d'un suivi dans le cadre de l'ESEE, dont la conductivité électrique, le thallium, le sélénium et le rubidium. Il n'a pas été proposé de supprimer des éléments de la liste des variables requises.

M. Vince Palace (Pêches et Océans Canada) a présenté des informations sur la toxicité du sélénium dans les poissons d'eau douce qui est associée aux mines de métaux, de pair avec des informations de base de M. Glen Bird (anciennement, de la Commission canadienne de sûreté nucléaire). Bien que le sélénium soit un nutriment alimentaire essentiel, il y a une marge très étroite qui sépare les exigences alimentaires des seuils toxiques, lesquels peuvent dépasser de deux à sept fois la concentration naturelle (Maier et Knight 1994, Lemly 1993, 1996). Les bioconcentrations de sélénium dans les organismes à niveau trophique inférieur (Besser et coll. 1989, 1993) et de légères hausses du sélénium d'origine hydrique peuvent occasionner des effets sur le système reproducteur des poissons qui acquièrent une concentration élevée de sélénium à partir de réseaux alimentaires contaminés (Skorupa 1998). Le sélénium ne cause pas la mort subite de poissons à des concentrations environnementales, mais elle exerce plutôt des effets tératogènes (taux accrus de difformités de développement aux premiers stades de la vie) chez les poissons ainsi que d'autres animaux ovipares (c'est-à-dire, qui pondent des œufs), tels que les oiseaux et les reptiles (Lemly 1996). Certaines mines de métaux font état de concentrations élevées de sélénium dans leurs milieux récepteurs, ce qui pourrait avoir des effets tératogènes.

La conductivité est une mesure de la capacité de l'eau à conduire un courant électrique, et elle sert à mesurer la quantité d'ions dissous dans l'eau. La conductivité sert à désigner l'emplacement et la concentration d'un panache d'effluent en eau douce, et la plupart des mines s'en servent dans le cadre de leurs études de délimitation des panaches.

Même si elle a suggéré que les mines de métaux sont une source de thallium pour les milieux aquatiques, l'Équipe d'examen a conclu que l'on n'a pas présenté assez de preuves sur les effets toxiques des rejets de thallium et sur la contribution à ces derniers des effluents des mines de métaux pour justifier l'inclusion de cette variable dans le Programme d'ESEE. Il a été signalé que cette variable pourrait être considérée comme facultative pour des sites particuliers.

Il a été envisagé d'ajouter le rubidium à la liste des variables suivies, mais il n'y a pas eu assez de preuves sur les sources ou sur la toxicité de ce métal pour en justifier l'inclusion, à ce stade-ci, dans le Programme d'ESEE.

Le REMM comporte des dispositions (paragraphe 13(2)) qui visent à réduire la fréquence du suivi du radium 226 présent dans l'effluent lorsque la concentration de cette substance est inférieure à 0,037 Bq/l dans 10 essais consécutifs. Il a été suggéré lors de l'examen de l'ESEE que si les concentrations de radium 226 dans l'effluent sont faibles, il n'est alors pas nécessaire de mesurer cette substance dans le cadre du suivi de la qualité de l'eau.

Recommandation n^{o} 15 : Tant la conductivité électrique que le sélénium devraient être ajoutés à la liste des variables requises pour les effluents et la qualité de l'eau à l'annexe 5, partie 1, du REMM.

Recommandation n^{o} 16 : Le thallium devrait être ajouté à la liste des variables facultatives, propres à un site, dans le Guide relatif à l'ESEE.

Recommandation n^{o} 17 : Il faudrait modifier le REMM afin qu'il soit possible d'exclure les mesures du radium 226 du suivi de la qualité de l'eau si la mine a satisfait aux dispositions du REMM concernant la réduction de la fréquence du suivi de cette substance dans les effluents.

Recommandation n^{o} 18 : Il faudrait modifier les rapports électroniques afin de tenir compte des changements indiqués à la section 5.2.2, intitulée *Pertinence des variables mesurées dans la caractérisation de l'effluent*, suite à la modification apportée au REMM.

5.2.3 Directives sur l'estimation de la portée géographique des effets, relativement à la qualité de l'eau

Tant le Guide relatif à l'ESEE des mines de métaux que les *Directives additionnelles pour le rapport annuel des études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau du Programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux* recommandent que l'on procède à une comparaison des données relatives à la qualité de l'eau entre la zone exposée et la zone de référence. En outre, pour les variables dont les concentrations présentent des différences deux fois supérieures à celles qui sont relevées dans la zone exposée, il est recommandé que la mine estime la portée géographique pour laquelle cette condition existe, en se fondant sur une modélisation ou un suivi de plus grande ampleur de la qualité de l'eau. Il est actuellement recommandé de déclarer l'estimation dans le rapport annuel des études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau. Cette comparaison a pour but d'étayer les résultats des études de suivi biologique et d'aider à déterminer des sites d'échantillonnage appropriés. Dans ce contexte, il a été suggéré que cette comparaison conviendrait davantage au plan d'étude ou au rapport d'interprétation biologique, plutôt qu'au rapport annuel des études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau.

Recommandation n^{o} 19 : Environnement Canada devrait réviser les guides afin d'indiquer qu'en ce qui concerne la qualité de l'eau, lorsque les concentrations relevées dans la zone exposée sont au moins deux fois supérieures à celles qui sont relevées dans la zone de référence, l'ampleur et la portée pour laquelle cette condition existe devraient être estimées dans le plan d'étude ou le rapport d'interprétation biologique, plutôt que dans le rapport annuel des études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau.

5.2.4 Utilisation de limites de détection appropriées

Lors de l'examen des données relatives à la caractérisation de l'effluent et à la qualité de l'eau, il a été conclu que les limites de détection que déclarent les mines ne sont pas uniformes à l'échelon national, qu'elles varient sur plusieurs ordres de grandeur et qu'elles excèdent souvent les limites de détection des méthodes (LDM) que l'on recommande dans le Guide pour l'échantillonnage et l'analyse des effluents des mines de métaux. Si les LDM ne sont pas uniformes à l'échelon

national, ces données ne sont pas très utiles pour suivre les variations des conditions de l'effluent ou du milieu récepteur, la variabilité de la qualité de l'effluent, les tendances temporelles ou saisonnières, ou l'interprétation des résultats découlant des études de suivi biologique et des essais de toxicité sublétale.

Recommandation n^{o} 20 : Les coordonnateurs régionaux devraient vérifier si les mines ont pris des mesures pour s'assurer que les limites de détection des méthodes (LDM) recommandées dans le Guide pour l'échantillonnage et l'analyse des effluents de mines de métaux sont atteintes lorsqu'elles déclarent leurs résultats. Si les LDM recommandées ne sont pas atteintes de manière uniforme dans l'avenir, il faudrait envisager, lors du prochain examen du Programme d'ESEE, de modifier le REMM afin d'y inclure des LDM obligatoires.

5.3 Essais de toxicité sublétale

5.3.1 Examen des données des essais de toxicité sublétale

Le Sous-groupe chargé des essais de toxicité sublétale a été formé et chargé de :

- présenter à l'Équipe d'examen des recommandations concernant l'examen des données de toxicité sublétale dans le cadre de l'examen national de l'ESEE;
- fonder cet examen sur les usages des essais de toxicité sublétale qui sont indiqués dans le Guide relatif à l'ESEE.

Les recommandations relatives à l'examen des données de toxicité sublétale ont été formulées en se fondant sur les objectifs relatifs aux essais de toxicité sublétale qui sont exposés au chapitre 7 du Guide relatif à l'ESEE des mines de métaux (Environnement Canada 2002). Les deux usages possibles de ces essais qui sont décrits dans ce guide sont les suivants :

1) mesurer les changements de la qualité de l'effluent dans le temps qui sont engendrés par la modification des procédés de traitement de l'eau, des pratiques de gestion du ruissellement sur le site et du fonctionnement de la mine, ainsi par la mise en place de mesures d'atténuation du drainage acide;
2) estimer le potentiel d'impacts dans la zone exposée et estimer la portée géographique potentielle de la réaction sublétale d'après les résultats des essais de toxicité de l'effluent minier

Le Sous-groupe a rapidement conclu qu'il serait impossible à l'Équipe d'examen d'évaluer « la modification des procédés de traitement de l'eau, des pratiques de gestion du ruissellement sur le site et du fonctionnement de la mine et la mise en place de mesures d'atténuation du drainage acide » car le REMM n'oblige pas à déclarer ces renseignements. Dans ce contexte, il serait impossible d'évaluer si les essais de toxicité sublétale pourraient mesurer les changements de la qualité de l'effluent dans le temps qui sont attribuables à ces facteurs expressément mentionnés. Cependant, le Sous-groupe a formulé des recommandations générales à propos de l'utilisation d'essais de toxicité sublétale en rapport avec la qualité de l'effluent.

Dans le but de trouver des moyens appropriés de mettre à l'essai la seconde utilisation proposée pour les données de toxicité sublétale (c'est-à-dire, pour estimer le potentiel d'impacts dans la zone exposée), une équipe de consultants, menée par M. Bruce Kilgour, de Stantec Ltd., a été

chargé d'examiner la documentation spécialisée et de recommander une méthode, défendable du point de vue scientifique, pour évaluer la relation entre les données de toxicité sublétale et les réponses sur le terrain (Stantec Consulting Ltd. 2006) (document original anglais joint à l'annexe D). Le rapport (Stantec Consulting Ltd. 2006) arrive à la conclusion suivante :

> [TRADUCTION] « À l'heure actuelle, les données sont insuffisantes pour montrer que les essais de toxicité sublétale permettent de prévoir les effets sur le milieu récepteur. La toxicité sublétale au point de rejet se produit en même temps que les effets biologiques sur le milieu récepteur, mais surtout quand les effluents dominent ce dernier. Lorsqu'il y a simultanéité des effets, il tend à y avoir une corrélation des incohérences aux points de rejet. La plupart des études (sauf une) qui ont évalué la relation entre la toxicité sublétale et les effets sur le milieu récepteur étaient des études d'observation menées sur des milieux récepteurs dont les impacts historiques confondaient l'interprétation de la corrélation. »

Le rapport présente des méthodes qui permettent d'établir des approches analytiques, mais il précise que :

> [TRADUCTION] « étant entendu que les effets confusionnels de la contamination historique sont susceptibles de limiter toute conclusion relative à une concordance entre la toxicité sublétale et les effets sur le milieu récepteur. »

Le Sous-groupe chargé des essais de toxicité sublétale a présenté à l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux un rapport qui résume ses discussions. Huit recommandations, présentées à l'annexe D, reflètent le consensus des membres. Le Sous-groupe n'a pas classé ces recommandations en fonction de leur priorité ou de leur importance. L'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux a reconnu qu'elles ont toutes leur importance, mais que six d'entre elles étaient subordonnées aux deux recommandations principales qui sont axées sur la nécessité d'exposer clairement à quoi serviraient les essais de toxicité sublétale :

- le Programme d'ESEE devrait faciliter la tenue d'une discussion sur l'utilité et l'application des essais de toxicité sublétale au sein de l'ESEE et, idéalement, il devrait y faire participer tous les groupes d'intervenants;

- le Programme d'ESEE doit clairement indiquer les buts (questions et hypothèses claires) des essais de toxicité sublétale et la façon dont les résultats seront appliqués afin de les atteindre. L'application de la toxicité sublétale doit être clairement décrite, et fondée sur des principes scientifiques objectifs.

Avec tous les renseignements disponibles (l'évaluation nationale préliminaire des données de toxicité sublétale, le rapport Stantec et le rapport du Sous-groupe chargé des essais de toxicité sublétale), ainsi que les discussions qui ont suivi, les membres de l'Équipe d'examen (comme le Sous-groupe chargé des essais de toxicité sublétale) ont exprimé un large éventail d'opinions au sujet de l'utilité et de l'application des essais de toxicité sublétale au sein de l'ESEE. Cependant, l'Équipe d'examen a relevé trois secteurs qui recueillent un consensus :

1) Les organismes de réglementation qui demandent que des renseignements soient fournis (essais de toxicité sublétale ou autres informations) doivent clairement

indiquer au secteur privé et à tous les autres intervenants ce qu'ils feront des renseignements obtenus.

2) Il a été impossible d'évaluer à l'échelle nationale les essais de toxicité sublétale par rapport aux objectifs déclarés dans le Guide car ces objectifs ne sont pas clairement exposés. La capacité d'évaluer les essais de toxicité sublétale par rapport aux objectifs sur une base régionale et/ou sur une base propre à un site n'a pas été évaluée.
3) La vaste gamme d'essais de toxicité sublétale disponibles peut contribuer à la réalisation d'études qui recherchent la cause des effets sur le terrain.

Pour caractériser l'éventail des opinions des membres de l'Équipe d'examen à propos de l'utilité et de l'application des essais de toxicité sublétale dans le Programme d'ESEE, quatre options ont été mises au point en vue de les soumettre à l'examen d'Environnement Canada :

1) Établir un groupe multilatéral pour examiner de quelle façon les essais de toxicité sublétale ordinaires et en cours peuvent contribuer aux objectifs du Programme d'ESEE. Dans l'intervalle, les exigences en matière d'essais de toxicité sublétale demeureront inchangées dans le REMM.
2) Établir un groupe multilatéral pour examiner de quelle façon les essais de toxicité sublétale ordinaires et en cours peuvent contribuer aux objectifs du Programme d'ESEE. Dans l'intervalle, les exigences en matière d'essais de toxicité sublétale seront retirées du REMM.
3) Établir un groupe multilatéral pour examiner de quelle façon les essais de toxicité sublétale ordinaires et en cours peuvent contribuer aux objectifs du Programme d'ESEE. Dans l'intervalle, procéder plus souvent à un nombre d'essais de moindre envergure (qui sera défini par le groupe).
4) Reconnaître que le débat dure depuis de nombreuses années, retirer du REMM l'exigence concernant l'exécution d'essais de toxicité sublétale réglementés et systématiques car il n'est pas sûr qu'un groupe multilatéral serait capable de faire progresser la question avant que l'on dispose de nouveaux éléments scientifiques.

Chacune des options a reçu un certain appui de la part des membres, ce qui signifie qu'aucun consensus n'a été atteint. Un large éventail d'opinions a été exprimé sur l'utilité des essais de toxicité sublétale au sein du Programme d'ESEE, du type et du nombre d'essais requis, ainsi que de leur fréquence. Cependant, il est clair que le maintien du *statu quo* n'est pas une solution acceptable et qu'il est nécessaire de modifier les exigences en matière d'essais de toxicité sublétale que comporte l'ESEE. Les membres de l'Équipe d'examen reconnaissent également que des analyses de la base de données actuelle sur les essais toxicité sublétale (3 années de données) pourraient contribuer de manière utile à tenir d'autres discussions, et ils se sont dits en faveur de l'exécution de diverses activités (de la part d'Environnement Canada et/ou d'experts indépendants) visant à faciliter et à regrouper ces analyses.

Recommandation n^{o} 21 : Les améliorations techniques que le Sous-groupe chargé des essais de toxicité sublétale propose d'apporter au Système informatique de transmission des données réglementaires (SITDR) devraient être mises en œuvre.

Recommandation n^{o} 22 : Environnement Canada devrait faciliter une discussion élargie portant sur l'utilité et l'application des essais de toxicité sublétale au sein des ESEE pour ensuite énoncer clairement les buts des essais de toxicité sublétale et comment les résultats seront utilisés.

Recommandation n^{o} 23 : Étant donné que le statu quo est considéré comme inacceptable, Environnement Canada devrait envisager d'apporter des changements aux essais de toxicité sublétale qui sont menés dans le cadre du Programme d'ESEE.

5.3.2 Corrélation des données de toxicité sublétale avec les réponses sur le terrain

L'alinéa 17*g*) de l'annexe 5 du REMM oblige les mines à procéder à une comparaison des résultats des études menées sur la population de poissons, les tissus des poissons et la communauté d'invertébrés benthiques avec les résultats des essais de toxicité sublétale afin de déterminer s'il existe une corrélation. Il a été noté que des consultants ont fait part de leurs préoccupations au sujet de cette disposition car le mot « corrélation » sous-entend qu'il faut mener une analyse qui est hautement discutable, en recourant à des méthodes qui ne sont pas clairement indiquées. L'Équipe d'examen a convenu qu'il faudrait retirer de cette disposition le mot « corrélation ».

Recommandation n^{o} 24 : Environnement Canada devrait envisager de modifier le libellé de l'alinéa 17*g*) de l'annexe 5 du REMM afin de supprimer l'obligation de déterminer s'il existe une corrélation entre les données de toxicité sublétale et les résultats des études menées sur la population de poissons, les tissus des poissons et la communauté d'invertébrés benthiques.

5.4 Questions scientifiques intersectorielles

5.4.1 Études alternatives – examen des mésocosmes dans le cadre de l'ESEE

Il peut arriver parfois que des études sur le terrain ne conviennent pas à cause de facteurs propres au site, tels que des milieux récepteurs confusionnels et des conditions d'échantillonnage peu sûres. S'il est impossible de procéder à une étude sur le terrain ordinaire dans le cadre de l'ESEE, on peut envisager de recourir à des méthodes alternatives de suivi qui soient défendables du point de vue scientifique, rentables et techniquement faisables. Des systèmes de cours d'eau artificiels, ou mésocosmes, sont l'une des solutions de rechange recommandées pour les programmes d'ESEE (Environnement Canada 2002).

Un exemple de l'utilisation d'un mésocosme à titre de méthode alternative de suivi, appliqué par trois mines dans une étude conjointe, et dont le milieu a été confondu avec une contamination historique et un rejet d'eaux usées municipales en amont, a été présenté à l'Équipe d'examen. Dans cette étude conjointe, un essai d'une durée de 21 jours portant sur le méné tête-de-boule a été fait pour examiner l'impact d'une exposition à de l'eau uniquement, par opposition à une exposition à de l'eau plus des aliments (transfert trophique). Les résultats de l'étude ont montré une absence d'effets importants sur les variables terminales de l'ESEE, mais des réductions marquées à d'autres points terminaux reproductifs, tels que la production d'œufs et le frai, ont été observées. Cependant, les résultats de l'exposition à un transfert trophique, laquelle est plus représentative des conditions sur le terrain, ont révélé une nette augmentation de la production

d'œufs et du frai. L'Équipe d'examen a discuté de ces résultats et a conclu qu'il était nécessaire de réviser le Guide afin d'y inclure l'exposition à un transfert trophique car la version actuelle du Guide ne traite que de l'exposition à l'eau.

Recommandation n^{o} 25 : Les directives sur les mésocosmes devraient être révisées afin d'inclure les méthodes relatives au transfert trophique (c'est-à-dire, une exposition attribuable à des sources alimentaires ainsi qu'à l'eau). Le Programme d'ESEE devrait continuer de suivre l'utilisation des mésocosmes de même que l'évolution de la science à mesure que des informations deviennent disponibles.

5.4.2 Directives sur la recherche de causes

Une fois qu'un effet lié à l'effluent d'une mine est confirmé et que la portée et l'ampleur de l'effet sont connues, cette mine peut ensuite procéder à des études en vue de rechercher la cause de cet effet. Les directives sur les recherches des causes propres aux mines ont été reconnues comme un problème au début du processus d'examen. Bien qu'il existe à l'heure actuelle des directives sur la recherche de causes pour le Programme d'ESEE des fabriques de pâtes et papiers, ces directives ne s'appliquent pas aux mines de métaux. Un recensement des régions, qui avait pour but de déterminer combien de mines procéderaient à une recherche de causes en vue de la prochaine étape de l'ESEE, a conclu que fort peu de mines, sinon aucune, le feraient à ce stade-ci. Pour cette raison, il a été recommandé que les mines ayant besoin d'aide pour concevoir des études de recherche de causes devraient en faire part à leur(s) coordonnateur(s) régional(aux) qui, à leur tour, demanderaient l'aide nécessaire pour concevoir une étude appropriée au Comité scientifique, avec l'appui du Bureau national des ESEE.

Recommandation n^{o} 26 : Les Bureaux régionaux des ESEE, avec le concours du Bureau national des ESEE, devraient soutenir au besoin l'aide que fournit le Comité scientifique pour concevoir des études de recherche de causes qui sont propres à un site particulier. Le Bureau national des ESEE devrait suivre les questions relatives à la recherche de causes, les plans d'étude établis, ainsi que les directives connexes, afin de mieux aider les mines qui entreprendront plus tard des études de recherche de causes.

5.4.3 Facteurs confondants

Les facteurs confondants sont n'importe quel facteur anthropique, naturel ou d'autre nature qui n'est pas lié à l'effluent minier à l'étude, mais dont on peut raisonnablement s'attendre à ce qu'il contribue à une réponse observée (un effet ou un « non effet ») (Environnement Canada 2002). Les facteurs confondants usuels, comme une contamination historique ou les rejets en aval d'autres sources industrielles ou municipales que l'on rencontre dans les études menées dans le cadre de l'ESEE, sont habituellement traités au moyen de plans d'étude innovateurs afin d'éviter l'influence de ces facteurs. L'Équipe d'examen a discuté de la nécessité d'ajouter des options dans le Guide afin de traiter des facteurs confondants; elle a toutefois reconnu que ces facteurs varient d'un site à un autre. En outre, selon l'Équipe, un excès de conseils nuirait à la créativité dont les mines ont fait preuve dans les plans d'étude. Des articles de recherche publiés ont été signalés en tant que source additionnelle possible de renseignements. En outre, une fois que les facteurs confondants ordinaires seront identifiés dans le cadre des examens régionaux et de

l'évaluation nationale, le Comité scientifique pourra étendre ses recherches en vue de traiter des questions relevées.

Recommandation n^{o} 27 : De la documentation spécialisée pertinente devrait être citée dans le Guide relatif à l'ESEE afin de fournir de plus amples renseignements et exemples sur la façon dont les plans d'étude peuvent traiter des facteurs confondants.

Recommandation n^{o} 28 : Une case de texte devrait être ajoutée au rapport électronique afin d'expliquer de quelle façon les renseignements seront utilisés et d'inciter ainsi les mines à déclarer avec exactitude les facteurs confondants.

5.4.4 Contamination historique

Certaines mines effectuent des rejets dans des zones qui peuvent contenir une contamination historique. Cette dernière s'entend de la contamination due à des activités minières antérieures ou à d'autres activités non minières. L'accumulation présente dans les compartiments environnementaux biotiques ou abiotiques et imputable à des rejets des activités en cours n'est pas considérée comme une contamination historique, à moins qu'elle soit survenue avant la promulgation du REMM. Pour les mines qui effectuent une ESEE, la difficulté consiste à distinguer les effets liés à une contamination historique, qui, dans certains sites, est reconnue comme le facteur confondant le plus important. L'Équipe d'examen a relevé un éventail d'outils qui permettront d'amplifier le guide afin d'aider à distinguer les effets historiques des effets existants (s'il y en a), dont la paléolimnologie, la transplantation de sédiments, les substrats artificiels, l'approche d'étude dite « triades de la qualité sédimentaire », la toxicité sublétale, les mésocosmes ainsi que les plans d'étude « avant-après » de façon à distinguer les effets des rejets courants de la contamination historique. Il est à noter que le plan d'étude de suivi de base qui s'applique aux mines nouvelles ou proposées ne pouvait pas être exigé en vertu du REMM car la mine n'était pas encore assujettie à la réglementation. Cependant, il peut être suggéré, à titre d'option, d'aider la mine à faire une distinction entre un nouveau rejet et une contamination antérieure.

Recommandation n^{o} 29 : Pour aider les mines à concevoir et à réaliser des ESEE dans des zones touchées par une contamination historique, il faudrait amplifier le Guide relatif à l'ESEE afin de décrire un éventail d'instruments dont on pourrait se servir pour distinguer les effets dus à une contamination historique, de même que les avantages et les limites de chaque instrument.

5.4.5 Terres humides

Aux premiers stades de l'examen, les directives relatives aux échantillonnages effectués dans les terres humides ont été considérées comme un problème car ces dernières font partie du milieu récepteur d'un certain nombre de mines. Une terre humide désigne une terre qui est saturée d'eau suffisamment longtemps pour favoriser l'apparition de processus humides ou aquatiques, tels qu'illustrés par des sols mal drainés, des hydrophytes et divers types d'activités biologiques qui sont adaptés à un milieu humide. Les terres humides comprennent les tourbières hautes ou basses, les marais, les marécages et les eaux peu profondes (habituellement d'une profondeur de deux mètres ou moins) (Gouvernement du Canada 1991). Certaines mines se servent de marais

artificiels pour le traitement de l'eau, mais il n'est pas question ici de ces terres humides. D'autres mines peuvent déverser leurs rejets dans un plan d'eau qui, à son tour, s'écoule dans une terre humide naturelle. Pour les besoins des ESEE, la politique d'Environnement Canada au sujet de ces mines consistait à prélever des échantillons en aval des terres humides. En songeant à établir des directives pour les échantillonnages effectués dans des terres humides, certains se sont dits inquiets que les échantillonnages effectués en vue d'une ESEE pourraient perturber les terres humides. En outre, l'Équipe a signalé que les plans des ESEE et les méthodes de suivi doivent être compatibles avec la Politique fédérale sur la conservation des terres humides (Gouvernement du Canada 1991), notamment en ce qui concerne les objectifs de préservation des fonctions des terres humides et le plan d'absence de perte nette des fonctions des terres humides sur les terres fédérales. Lors de discussions avec les coordonnateurs régionaux, l'Équipe a conclu que toutes les mines existantes qui sont assujetties au REMM et qui déversent actuellement des rejets dans une terre humide étaient capables de concevoir leurs ESEE autour ou en aval de la terre humide en question. Il sera possible de réévaluer cette question une fois que les essais auront été confirmés au cours de la prochaine étape du suivi des mines existantes (ou aux sites des nouvelles mines assujetties au REMM) et que l'on connaîtra le nombre de mines qui procèdent à des études de suivi de l'ampleur et de la portée géographique et qui peuvent avoir affaire à des terres humides.

Recommandation n^{o} 30 : Il faudrait réviser le Guide relatif à l'ESEE de façon à indiquer qu'il faut éviter d'utiliser des terres humides naturelles pour les ESEE. Dans le cas où l'effluent terminal d'une mine s'écoule dans une zone humide naturelle, les ESEE devraient être menées en aval de la terre humide en question s'il est impossible de le faire en amont.

Recommandation n^{o} 31 : Après la prochaine étape de suivi, il faudrait réévaluer la question de concevoir la tenue d'ESEE dans des terres humides, de même que la nécessité d'établir des directives précises.

5.4.6 Zones de référence

Bien que la question de trouver des sites de référence convenables ait été qualifiée de problème au début du processus d'examen, il a été déterminé, en consultant les régions, qu'il ne s'agissait d'un problème qu'à un petit nombre de sites seulement. L'Équipe d'examen a donc conclu que l'on pourrait traiter des directives actuelles sur le choix de zones de référence appropriées et des problèmes à mesure qu'ils surviennent à l'étape du plan d'étude, et en procédant site par site, en consultant les coordonnateurs régionaux des ESEE ou les CCT.

5.4.7 Établissement des valeurs de l'effet

Diverses méthodes de définition des valeurs critiques de l'effet ou de valeurs préoccupantes pour le Programme d'ESEE des mines de métaux, relativement aux poissons et aux invertébrés benthiques, ont été présentées. Dans le Programme d'ESEE des mines de métaux, on utilisera des valeurs critiques de l'effet afin de déterminer à quel moment il faudrait qu'une mine entreprenne des activités de suivi additionnelles pour évaluer la portée spatiale et l'ampleur des effets mesurés. Il a été signalé qu'il ne faudrait pas se servir uniquement d'une différence statistique pour se prononcer sur la nécessité de procéder à un suivi plus détaillé, compte tenu de sa

sensibilité au plan d'étude et à la taille de l'échantillon. Voici quelques méthodes qui ont déjà été utilisées pour l'établissement de valeurs critiques de l'effet :

- utiliser des écarts types de ±2 (éT);
- examiner la variabilité naturelle;
- le « bruit » attribuable à la variabilité des données parmi les sites de référence;
- la fréquence de réponses rares;
- les différences au-delà d'un chiffre fixe (un seuil qui déclencherait une réponse réglementaire, un chiffre publié qui définit un impact au niveau de la population ou de la communauté, ou le meilleur jugement professionnel qui soit).

Pour ce qui est du Programme d'ESEE dans le secteur des pâtes et papiers, ces diverses méthodes ont justifié l'utilisation d'environ ±20-30 % pour la taille relative des gonades et du foie et ±10 % pour la condition des poissons, ainsi qu'un éT de ±2 pour les variables de base provenant de l'étude des invertébrés benthiques, à titre de valeurs critiques de l'effet.

Il a été proposé de reporter l'établissement des valeurs critiques de l'effet à la prochaine étape car certaines des méthodes proposées pour leur établissement sont fondées sur la distribution des données (c'est-à-dire qu'elles ont besoin d'une confirmation et de données additionnelles provenant des étapes de suivi ultérieures). L'Équipe d'examen a convenu qu'il n'est pas nécessaire d'établir des valeurs critiques de l'effet pour le Programme d'ESEE des mines de métaux puisque la prochaine étape de suivi servira à confirmer si les effets sont uniformes d'une étape à une autre; cette confirmation aide à rehausser la confiance que ces effets (ou l'absence d'effets) sont réels, et non pas seulement une exception. Cependant, on aura besoin de valeurs critiques de l'effet à la fin de la prochaine étape afin de déterminer quelles mines devraient procéder à des études en vue de déterminer l'ampleur et la portée des effets.

Recommandation n^{o} 32 : Il faudrait établir des valeurs critiques de l'effet après la prochaine étape de l'ESEE.

5.4.8 Évolution scientifique

L'Équipe d'examen a discuté des travaux du Comité scientifique et du rapport entre ces derniers et le Programme d'ESEE. Elle a reconnu que même si les travaux du Comité scientifique sont communiqués à l'occasion de diverses réunions scientifiques, comme l'Atelier sur la toxicité aquatique, ce ne sont pas tous les intervenants qui prennent part au programme qui assistent à ces réunions. Il a été proposé que les intervenants aient accès aux éléments scientifiques qui se rapportent aux ESEE et que le Bureau national des ESEE fasse office de « centre d'information » sur les travaux de recherche et les autres informations qui se rapportent aux ESEE.

En outre, il a été signalé qu'il est nécessaire de garder les voies de communication ouvertes avec tous les intervenants afin de pouvoir discuter des questions scientifiques et d'autres problèmes au fur et à mesure qu'ils se présentent. Il a été proposé que l'Équipe d'examen continue de se tenir pour discuter au fur et à mesure des problèmes, et ce, une ou deux fois par année.

Recommandation n^{o} 33 : Il faudrait que les travaux du Comité scientifique soient mieux communiqués à tous les intervenants, et cela inclut la liste des publications connexes des dix dernières années, que l'on devrait pouvoir consulter au site Web des ESEE.

Recommandation n^{o} 34 : Les communications entre tous les intervenants qui participent aux ESEE devraient se poursuivre au-delà du mandat de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux. Cela devrait inclure des réunions ou des ateliers annuels auxquels prendraient part les intervenants, afin que ces derniers puissent être mis à jour sur la situation et discuter des nouveaux éléments scientifiques ou d'autres problèmes au fur et à mesure qu'ils surviennent. Il pourrait aussi y avoir à intervalles périodiques des conférences téléphoniques entre les principaux intervenants de manière à assurer la communication et la coordination souhaitées.

5.5 Étude des poissons

Un sous-groupe de spécialistes des poissons a été constitué afin de discuter des questions relatives aux poissons qui ont été relevées au début de l'examen du Programme d'ESEE des mines de métaux, et ce sous-groupe a proposé divers solutions connexes. Parmi les questions relatives aux poissons que l'Équipe d'examen a relevées figurent les suivantes :

- les techniques de détermination de l'âge des poissons;
- les études d'échantillonnage non destructeur, par opposition aux études d'échantillonnage destructeur;
- les directives concernant les poissons de petite taille;
- les interprétations des interactions importantes;
- les analyses effectuées sur des poissons capturés par des techniques différentes;
- l'absence d'espèces de poissons.

5.5.1 Techniques de détermination de l'âge des poissons de petite taille

La difficulté de déterminer l'âge de certains poissons de petite taille utilisés dans le cadre du Programme d'ESEE des mines de métaux a suscité quelques préoccupations. Lors de l'examen des rapports d'interprétation consécutifs à la première étape, il a été conclu que la détermination de l'âge du poisson n'était pas un problème aussi sérieux qu'on le pensait au départ. Cinq mines n'ont pas pu déterminer l'âge de l'épinoche à cinq épines et une mine n'a pas pu déterminer celui de l'épinoche à trois épines parce que les annuli n'étaient pas clairement visibles. Les spécialistes faisant partie du Sous-groupe chargé des poissons ont convenu qu'il est difficile de déterminer l'âge de l'épinoche et que ce poisson conviendrait mieux à un plan d'étude d'échantillonnage non destructeur dans le cadre duquel on pourrait se servir de la distribution selon la taille (la longueur) pour déterminer les diverses catégories d'âge au sein d'une population. Il a été suggéré aussi que l'on établisse des directives supplémentaires de façon à clarifier quelles structures ou techniques il faudrait utiliser pour déterminer l'âge d'espèces de poissons différentes, et que l'on inclue aussi dans le Guide des documents de référence utiles.

Recommandation n^{o} 35 : Il faudrait réviser le Guide relatif à l'ESEE en vue d'y inclure des documents de référence portant sur les structures et les techniques de détermination de l'âge à utiliser, ainsi que d'indiquer qu'il faudrait éviter d'utiliser dans les études d'échantillonnage destructeur les poissons dont l'âge est difficile à déterminer, comme l'épinoche.

5.5.2 Études d'échantillonnage non destructeur et études d'échantillonnage destructeur

L'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux avait demandé que l'on compare les plans d'étude d'échantillonnage non destructeur et les plans d'étude d'échantillonnage destructeur afin de déterminer si les mesures terminales requises décelaient des types semblables de réponse entre les deux plans d'étude différents. La question de savoir s'il y avait suffisamment de données pour mener une analyse utile a été l'objet de discussions, car onze mines seulement ont exécuté les deux types de plan. On a laissé entendre aussi que l'on ne pouvait pas comparer ces deux types d'études à moins d'utiliser les mêmes espèces de poissons pour les deux, et seules cinq des onze mines en question ont utilisé les mêmes espèces. Dans ce contexte, il a été conclu que les données dont on disposait étaient insuffisantes pour effectuer la comparaison et déterminer ainsi si les mesures terminales de l'ESEE permettaient de déceler des réponses semblables.

Suite à cela, il a été proposé que des spécialistes des poissons examinent les données relatives au succès des échantillonnages, aux espèces échantillonnées et à la période d'échantillonnage utilisée pour les études d'échantillonnage non destructeur et d'échantillonnage destructeur, et que l'on recommande des améliorations à apporter aux directives portant sur les études d'échantillonnage non destructeur relatives aux poissons.

Recommandation n^{o} 36 : Il faudrait réviser au besoin les directives concernant les échantillonnages non destructeurs à la suite de l'examen, par le Comité scientifique, des études de ce type, et il faudrait recueillir des renseignements additionnels lors des prochaines étapes du suivi.

5.5.3 Directives concernant les poissons de petite taille

L'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux avait suggéré que l'on améliore les directives portant sur les poissons de petite taille. Le Sous-groupe chargé des poissons a indiqué que la science relative à l'utilisation d'espèces de poissons de petite taille dans le cadre d'études évolue sans cesse. Un certain nombre d'études sont menées sur des poissons de petite taille et il devrait être possible d'améliorer à la longue les directives connexes.

Recommandation n^{o} 37 : Les directives concernant les échantillonnages (ou les plans d'étude) relatifs aux poissons de petite taille devraient être mises à jour en y incluant de nouveaux documents de référence à mesure que l'on publie des études dans la documentation spécialisée jugée par les pairs.

5.5.4 Interprétation des interactions importantes

Une interaction importante peut survenir dans les analyses statistiques de covariance que l'on utilise pour un certain nombre de comparaisons entre les sites terminaux relatifs aux poissons. Cette interaction survient lorsque la relation entre, par exemple, le poids du corps et le poids des gonades est différente entre des poissons prélevés dans la zone exposée et des poissons prélevés dans la zone de référence (c'est-à-dire que les pentes ne sont pas parallèles). Dans un tel cas, l'analyse statistique s'arrête et, à l'heure actuelle, aucune valeur de l'effet n'est estimée. Une

interaction importante représente une différence statistiquement significative, et elle est définie comme un effet par le programme. Dans certains cas, une interaction importante peut dénoter un effet plus sérieux que des variables qui font état de différences statistiquement significatives mais qui n'ont aucune interaction importante.

À l'heure actuelle, des spécialistes du Comité scientifique des ESEE mettent au point un outil statistique qui permettra de déterminer une valeur d'effet préoccupante lorsque l'on relèvera une interaction importante entre ces variables. Cet outil calculera l'ampleur maximale de la différence entre les deux lignes de régression et utilisera le résultat en tant qu'ampleur de l'effet, ce qui permettra d'analyser plus en détail les variables qui comportent des interactions et de les intégrer dans les évaluations nationales des données. Ce nouvel outil statistique est en voie d'élaboration et, une fois qu'il sera au point, il faudra évaluer quelles en seront les répercussions pour le Programme d'ESEE des mines de métaux. Le Bureau national des ESEE examine actuellement les ampleurs, les tendances et les orientations des interactions relevées dans les résultats de la première étape du Programme d'ESEE des mines de métaux, en vue de vérifier l'applicabilité de cette nouvelle démarche.

5.5.5 Analyses effectuées à l'aide de poissons capturés selon des techniques différentes

Lors de l'analyse des données sur les poissons qui ont été utilisées dans le cadre de l'évaluation nationale, il a été conclu qu'il était arrivé que l'on regroupe à des fins d'analyse des poissons capturés selon des techniques différentes ou que l'on ait échantillonné des poissons à l'aide de techniques différentes dans la zone exposée et la zone de référence. Certaines méthodes de capture sont faussées en faveur de tailles de poissons différentes. Le fait de combiner de multiples techniques de pêche pourrait introduire une différence de taille, ce qui pourrait mener à des données d'une valeur restreinte.

La question a été soulevée auprès du Comité scientifique, qui a fait savoir qu'à moins qu'une mine puisse montrer que les poissons étaient d'une taille et d'une variance égales, il faudrait éviter de regrouper des poissons pêchés selon des techniques différentes. D'après le Sous-groupe chargé des poissons, la fréquence du regroupement des poissons pêchés selon des techniques différentes devrait s'améliorer lors de la prochaine série d'échantillonnages en raison de la rétroaction des régions et de l'amélioration de l'efficacité des échantillonnages effectués aux mines mêmes.

Recommandation n^{o} 38 : Le Guide relatif à l'ESEE devrait préciser qu'il faut éviter dans la mesure du possible de comparer des données découlant de techniques de pêche mixtes. Si l'on utilise des techniques de pêche différentes, il faudrait alors employer les mêmes techniques dans la zone exposée et dans la zone de référence et ne pas introduire de différences de taille dans la série de données.

5.5.6 Absence de poissons

Le problème que posent le faible nombre de prises pour l'étude des poissons et la difficulté à trouver des zones de référence convenables a été évoqué. Le Sous-groupe chargé des poissons a

discuté de la question de savoir si les faibles résultats de pêche étaient le signe d'une absence de poissons ou s'il s'agissait là du résultat d'une mauvaise recherche de sites qui avait mené à un plan d'échantillonnage de qualité faible. Lors de discussions tenues avec le Comité scientifique, il a été signalé qu'un problème semblable était survenu dans le cas des fabriques de pâtes et de papiers, mais que les chiffres des prises s'étaient améliorés lors d'échantillonnages ultérieurs parce que les consultants avaient acquis une meilleure connaissance des sites d'étude et des techniques de capture. En outre, on a exprimé certaines préoccupations quant à la question de savoir de quelle façon les mines se déplacent vers l'aval lorsqu'elles ne parviennent pas à capturer des poissons dans un site en aval qui est directement voisin. Le Sous-groupe chargé des poissons préfère que les mines se déplacent progressivement vers l'aval jusqu'à ce qu'elles capturent un nombre suffisant de poissons. Il faudrait ensuite choisir la zone de référence en se fondant sur la zone située en aval où la pêche a donné de bons résultats. Les directives actuelles concernant les échantillonnages de poissons sont adéquates, car les mines et leurs consultants devraient continuer de pêcher en aval (tout en restant dans la zone exposée) jusqu'à ce qu'ils capturent un nombre suffisant de poissons.

5.6 Analyse des tissus des poissons (utilisation des ressources halieutiques)

L'analyse des tissus des poissons permet d'évaluer si les effluents miniers ont affecté ou non l'utilisation des ressources halieutiques. Pour ce qui est du Programme d'ESEE des mines de métaux, les concentrations de mercure dans les tissus des poissons servent d'indicateur d'utilisabilité des poissons, car des concentrations élevées de cette substance dans les tissus des poissons peuvent rendre ces derniers impropres à la consommation humaine.

L'analyse des tissus des poissons comporte deux problèmes : la ligne directrice concernant la consommation de poissons et la limite de détection utilisée pour la concentration totale de mercure dans les études de caractérisation de l'effluent.

5.6.1 Ligne directrice concernant la consommation de poissons

Le REMM définit un effet sur l'utilisabilité des poissons sous la forme de mesures de mercure total dans les tissus des 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 des poissons prises dans la zone de référence.

L'actuelle ligne directrice de Santé Canada concernant la concentration de mercure total dans les tissus des poissons, pour la protection des consommateurs humains, est présentement de 0,5 µg/g. Pour assurer une certaine uniformité nationale entre les ministères fédéraux, il est proposé que cette ligne directrice constitue une définition plus appropriée d'un effet dû au mercure dans les tissus des poissons.

Recommandation n^{o} 39 : Il est proposé de modifier le REMM afin de définir un effet sur l'utilisabilité des ressources halieutiques qui soit conforme à la ligne directrice de Santé Canada en matière de consommation de poissons. En outre, il est proposé d'apporter une modification additionnelle à cette définition afin d'indiquer que les concentrations relevées dans la zone

exposée doivent présenter une différence statistiquement significative par rapport aux concentrations relevées dans la zone de référence.

Recommandation n^{o} 40 : Le Guide relatif à l'ESEE devrait être modifié à la suite de la modification apportée au REMM afin d'indiquer la nouvelle ligne directrice de Santé Canada en matière de consommation de poissons, de même que pour fournir des directives statistiques sur l'exécution d'un essai unilatéral en vue de déterminer si la concentration relevée dans la zone exposée est nettement supérieure, du point de vue statistique, à celle qui est relevée dans la zone de référence.

5.6.2 Niveau de détection approprié pour la mesure de la concentration du mercure dans l'effluent

Le REMM exige que l'on effectue une étude sur le mercure dans les tissus des poissons lorsque le mercure présent dans l'effluent se situe à des concentrations égales ou supérieures à 0,1 µg/l. Le Guide d'échantillonnage et d'analyse recommande actuellement cette même concentration (0,1 µg/l) comme limite de détection des méthodes (LDM) pour le mercure présent dans l'effluent (Environnement Canada 2001). Pour déceler la concentration avec confiance, la LDM devrait être d'un ordre de grandeur (dix fois) inférieur à la concentration de 0,1 µg/l qui est spécifiée pour le mercure dans le REMM. Selon une étude officieuse menée auprès de laboratoires canadiens privés, plusieurs de ces derniers offraient des limites de détection de 0,01 µg/l, et le prix par échantillon dépendait du volume de chaque échantillon ainsi que du nombre total d'échantillons, sans corrélation évidente avec la limite de détection. Deux options ont été envisagées pour répondre à cette préoccupation : hausser la concentration de mercure spécifiée dans le REMM, ou réduire la limite de détection recommandée. Il a été convenu que la seule option était d'abaisser la limite de détection de méthode concernant le mercure.

Recommandation n^{o} 41 : En présumant que les laboratoires commerciaux sont en mesure de suivre cette recommandation, la limite de détection du mercure présent dans l'effluent que prescrivent le Guide d'échantillonnage et d'analyse et le Guide relatif à l'ESEE devrait être révisée à 0,01 µg/l de façon à déceler avec confiance les concentrations supérieures à 0,1 µg/l.

5.7 Étude de la communauté d'invertébrés benthiques

L'étude de la communauté d'invertébrés benthiques a pour but d'évaluer les changements que subit l'habitat des poissons. Cette étude est une méthode de suivi normalisée et largement admise au sein de la communauté scientifique. L'Équipe d'examen n'a discuté que de deux questions connexes : la méthode statistique employée pour les analyses des données, et le coefficient de Bray-Curtis.

5.7.1 Méthode statistique – univariée et multivariée

Un problème a été soulevé au sujet des statistiques dont on se sert pour analyser les données provenant de l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques. Quelques membres de l'Équipe d'examen ont laissé entendre que l'on pourrait utiliser dans certaines mines des statistiques multivariées pour analyser les données relatives à la communauté d'invertébrés benthiques. La

directive actuellement en vigueur recommande que l'on entreprenne, à tout le moins, une analyse univariée afin d'obtenir des informations sur les quatre mesures terminales de base (et une corrélation bivariée pour les plans à gradient). Cela permet d'effectuer des comparaisons, à l'aide d'analyses de variance, de l'exposition aux zones de référence pour les plans de contrôle/d'impact, ainsi que des analyses de régression pour les plans à gradient. La directive recommande qu'une mine peut procéder à des analyses multivariées afin d'aider à interpréter les données, mais que les résultats des analyses multivariées concernant des sites particuliers ne soient pas résumés à l'échelon national. Les analyses multivariées pourraient inclure des analyses multidimensionnelles, des analyses des composantes principales et/ou un certain nombre d'autres techniques multivariées potentielles. La technique multivariée choisie dépendrait des objectifs propres au site que visent les analyses. Il a été convenu que la directive est suffisante à cet égard et qu'il n'est pas nécessaire à l'heure actuelle d'apporter d'autres changements au programme.

5.7.2 Coefficient de Bray-Curtis

Le coefficient de Bray-Curtis est l'une des quatre mesures terminales qui s'appliquent à l'étude des communautés d'invertébrés benthiques, et il résume les différences générales que l'on relève dans les communautés entre la zone de référence et la zone exposée. Il ressort de l'analyse nationale des résultats de l'étude des communautés d'invertébrés benthiques qui a été menée à la suite de la première étape du Programme d'ESEE des mines de métaux qu'un nombre considérable de mines ont obtenu une réponse élevée à l'égard du coefficient de Bray-Curtis. Selon certains, pour cette raison, cette mesure terminale peut être difficile à interpréter. Pour répondre à cette préoccupation, une équipe de recherche (Joseph Culp, Nancy Glozier, Alan Willsie et Rick Lowell) a été mise sur pied en vue d'examiner de deux façons la sensibilité du coefficient de Bray-Curtis. La première méthode compare les résultats obtenus grâce au coefficient de Bray-Curtis à des indices univariés pour les taxons benthiques qui sont sensibles à la pollution (p. ex., éphéméroptères, plécoptères, trichoptères, chironomes) et qui ont été largement utilisés dans le cadre d'études sur les communautés benthiques. La comparaison prendra en considération les facteurs discriminants possibles, tels que le type de mine et l'habitat. La seconde méthode complémentaire recourt à des techniques d'ordination multivariées pour déterminer quelles familles benthiques sont responsables de la différence relevée dans la structure des communautés benthiques. Ces résultats multivariés seront comparés aux valeurs de Bray-Curtis, ce qui inclut des comparaisons des niveaux de signification statistique entre les analyses multivariées et la comparaison de Bray-Curtis décrite dans le Guide relatif à l'ESEE (Environnement Canada 2002), en tenant compte des faux positifs et des faux négatifs. Le travail de cette équipe se poursuit.

En plus d'examiner la sensibilité du coefficient de Bray-Curtis, les membres de l'Équipe d'examen ont également exprimé l'avis qu'il faudrait que des spécialistes du Comité scientifique examinent la façon dont le coefficient de Bray-Curtis est calculé.

Recommandation n^{o} 42 : Il faudrait que des spécialistes du Comité scientifique examinent la méthode de calcul utilisée pour le coefficient de Bray-Curtis, en se fondant sur les progrès signalés dans la documentation scientifique jugée par des pairs.

6 Conclusion

L'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux a été un moyen efficace d'examiner la première étape du Programme d'ESEE des mines de métaux. Même s'il a été reconnu que ce programme fonctionne bien, de nombreux problèmes ont été évoqués de façon à pouvoir en discuter et d'améliorer ainsi l'efficacité globale du programme. L'Équipe d'examen a pu en arriver à un consensus sur la quasi-totalité des questions dont elle a discuté, et cela a mené à la formulation de recommandations présentées dans le présent rapport en vue d'améliorer les guides, de modifier le REMM, de changer les rapports électroniques et d'améliorer la mise en œuvre du Programme d'ESEE. Là où les opinions ont divergé, diverses options sont soumises à l'examen d'Environnement Canada en vue de trouver des façons d'améliorer le programme.

L'Équipe d'examen a recommandé que le processus se poursuive, afin de garder les lignes de communication ouvertes avec les intervenants et de donner périodiquement l'occasion d'améliorer le Programme d'ESEE en se fondant sur de nouveaux éléments scientifiques et sur de nouvelles idées, et de permettre aux intervenants de faire connaître leurs préoccupations dans le cadre d'un processus axé sur la recherche de solutions. D'autres mécanismes d'examen pourraient être mis en place ultérieurement, dans cinq ans par exemple, afin de s'assurer que l'on règle les problèmes qui surviendront au cours des étapes suivantes du programme.

7 Documents de référence

Besser, J.M., T.J. Canfield et T.W. LaPoint. 1993. « Bioaccumulation of organic and inorganic selenium in a laboratory food chain ». *Environ. Toxicol. Chem*. 12:57-72.

Besser, J.M., J.N. Huckins, E.E. Little et T.W. LaPoint. 1989. « Distribution and bioaccumulation of selenium in aquatic microcosms ». *Environ. Pollut*. 62:1-12.

Environnement Canada 2001. *Document d'orientation pour l'échantillonnage et l'analyse des effluents de mines de métaux*. SPE 2/MM/5-avril 2001.

Environnement Canada 2002. *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux*, Environnement Canada, Bureau national des ESEE, Gatineau (QC), Canada.

Gibbons WN et Munkittrick KR. 1994. « A Sentinel monitoring Framework for Identifying Fish Population Responses to Industrial Discharges ». *J. Aquat. Ecosyst. Health* 3:327-237.

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. Canada*. 37 (1) 251-278.

Gouvernement du Canada. 1991. *La politique fédérale sur la conservation des terres humides.* Document publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement. Ministère des Approvisionnements et Services Canada, n^{o} CW66-116/1991F au catalogue.

Lemly AD. 1993. « Guidelines for evaluating selenium data from aquatic monitoring and assessment studies ». *Environ. Mont. Assess.* 28:83-100.

Lemly, A.D. 1996. Selenium in aquatic organisms. pp. 427–445. *In*: W.N. Beyer, G.H. Heinz & A.W. Redmon-Norwood (dir.) *Environmental Contaminants in Wildlife*. CRC Press, Boca Raton (Floride) États-Unis.

Ministère des Pêches et des Océans (2002), *Règlement sur les effluents des mines de métaux*, partie II, *Gazette du Canada*, Imprimeur de la Reine pour le Canada, (DORS/2002-222), le 19 juin 2002.

Ministère des Pêches et des Océans (2006) *Règlement modifiant le Règlement sur les effluents des mines de métaux*, vol. 140, n^{o} 21 *Gazette du Canada*, Imprimeur de la Reine pour le Canada, (DORS/2006-239), le 3 octobre 2006.

Munkittrick KR. 1992. « A Review and Evaluation of Study Design Considerations for Site-specificity in Assessing the Health of Fish Populations ». *J. Aquat. Ecosyst. Health* 1:283-292.

Munkittrick KR, Dixon DG. 1989a. « An Holistic Approach to Ecosystem Health Assessment Using Fish Population Characteristics ». *Hydrobiologia* 188/189:122-135.

Munkittrick KR, Dixon DG. 1989b. « Use of White Sucker (*Catastomus commersoni*) Populations to Assess the Health of Aquatic Ecosystems Exposed to Low-level Contaminant Stress ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 46:1455-1462.

Munkittrick KR, McMaster ME, Van Der Kraak G, Portt C, Gibbons WN, Farwell A, Gray M. 2000. *Development of Methods for Effects-driven Cumulative Effects Assessment Using Fish Populations: Moose River Project*. SETAC Technical Publication Series, SETAC Press, Pensacola, Fla.

Skorupa, J.P. 1998. Selenium poisoning of fish and wildlife in nature: lessons from twelve real-world experiences. *In* W.T. Frankenberger, Fils, et R.A. Engberg (dir..). *Environmental Chemistry of Selenium*. Marcel Dekker, New York. pages 315-354.

Sous-groupe chargé des essais de toxicité sublétale (McGeer, G., Lowell, R., Rosaasen, A., Scroggins, R., Taylor, L., Vigneault, B.) 2006. *Recommandations concernant l'examen des données découlant des essais de toxicité sublétale*. Rapport final présenté à l'Équipe d'examen du suivi des effets sur l'environnement (ESEE) des mines de métaux.

Stantec Consulting Ltd. 2006. *Using sublethal toxicity tests to predict receiving-environment effects*. Dossier n^{o} 160940051. Document établi pour le compte de Ressources naturelles Canada.

Annexe A : Attributions de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux

Objet

L'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux, qui est formée de plusieurs intervenants, a pour mission d'examiner les activités et les résultats du Programme d'ESEE à la suite de la première série d'ESEE menées par les mines de métaux canadiennes et, ensuite, de présenter à Environnement Canada des recommandations destinées à améliorer ce programme.

Contexte

Le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) de 2002, qui a été pris en vertu de la *Loi sur les pêches*, fixe des limites strictes pour la qualité des effluents provenant des mines de métaux canadiennes. Étant donné que l'industrie minière canadienne est active dans de nombreux types différents de gisements de minerai, qu'elle recourt à divers procédés d'extraction et de transformation et qu'elle rejette des effluents dans divers milieux récepteurs, des limites d'effluent uniformes ne peuvent à elles seules assurer une protection adéquate à tous les milieux récepteurs. C'est la raison pour laquelle toutes les mines assujetties au REMM sont tenues d'exécuter un programme d'études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) de façon à évaluer les effets des effluents des mines de métaux sur les poissons, l'habitat des poissons et l'utilisation des ressources halieutiques. Les ESEE sont une méthode de suivi scientifique qui peut aider à déterminer les effets des effluents des mines de métaux sur les écosystèmes aquatiques, de même que l'efficacité des mesures de protection de l'environnement.

L'élaboration du Programme d'ESEE des mines de métaux a été fondée sur les recommandations d'une série de groupes multilatéraux. Pendant l'élaboration de ce programme, Environnement Canada s'est engagé à en examiner l'efficacité générale, environ trois ans après sa mise en application. Pour répondre à cet engagement, Environnement Canada a entrepris d'établir un groupe d'experts qui effectuera cet examen.

Prémisses de base

Les prémisses suivantes guideront les travaux de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux :

- le Programme d'ESEE n'est pas conçu pour réaliser des travaux de recherche;
- le Programme d'ESEE est défendable du point de vue scientifique et rentable;
- le Programme d'ESEE sera exécuté par l'entremise des exigences réglementaires, de pair avec les documents techniques connexes.

Tâches à accomplir

1. Relever les questions dont il faut traiter dans le cadre de l'évaluation nationale de la première étape de collecte des données de l'ESEE des mines de métaux.
2. Examiner tous les aspects du Programme d'ESEE et déterminer ce qui a bien fonctionné et les endroits où des problèmes ont été rencontrés.

3. Déterminer et évaluer les solutions possibles aux problèmes relevés.
4. Passer en revue les résultats de l'évaluation nationale.
5. Présenter à Environnement Canada des recommandations destinées à améliorer le Programme d'ESEE des mines de métaux.

Produits livrables

Un rapport écrit présenté à Environnement Canada et exposant en détail les recommandations visant à améliorer l'efficacité, l'efficience et la solidité du point de vue scientifique et technique du Programme d'ESEE des mines de métaux, de pair avec les aspects économiques pertinents.

Délais anticipés

L'examen du programme, qui durera environ un an, débutera en décembre 2005, et la date d'achèvement prévue est décembre 2006.

Fréquence prévue des réunions

Des conférences téléphoniques seront tenues chaque mois et il y aura environ quatre réunions en personne (janvier, mai, fin septembre et fin novembre/début décembre 2006).

Rôle et responsabilités d'Environnement Canada

Environnement Canada examinera toutes les recommandations que formulera le groupe et il consultera tous les groupes d'intervenants de manière ouverte et transparente, relativement à tout changement proposé au programme. Ce sont le ministre de l'Environnement, le ministre des Pêches et des Océans et le gouverneur en conseil qui détiennent le pouvoir d'autorisation définitif au sujet des décisions concernant les révisions à apporter au REMM.

Environnement Canada (et d'autres entités, selon le cas) procédera à toutes les analyses de données requises pour l'évaluation nationale, de même que n'importe quelle autre analyse connexe, le cas échéant. Environnement Canada assurera les services de secrétariat nécessaires pour faciliter l'exécution du plan de travail et tenir un compte rendu exact de l'ensemble des conférences téléphoniques, des réunions et des décisions prises.

Principes de fonctionnement

L'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux s'efforcera d'en arriver à un consensus et mènera ses activités d'une manière consultative, collective et opportune. S'il survient des divergences d'opinions, elle s'assurera toutes les opinions sont consignées de manière exacte.

L'Équipe d'examen exécutera ses activités de manière opportune et sans délai. Environnement Canada fournira les services de secrétariat qui seront nécessaires pour consigner de manière exacte ces décisions.

Rôle et responsabilités des groupes d'experts

L'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux a pour mission de fournir à Environnement Canada des recommandations destinées à améliorer l'efficacité, l'efficience et la solidité scientifique du Programme d'ESEE. Ces recommandations devraient refléter les opinions de tous les membres du groupe. L'Équipe d'examen a le pouvoir de former des sous-groupes en cas de besoin et de s'assurer que l'on fournit à Environnement Canada des directives convenables et appropriées.

L'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux assumera les responsabilités suivantes :

a) dresser un plan de travail général, en collaboration avec Environnement Canada;
b) veiller à ce que les activités d'examen du Programme soient cohérentes et centrées sur l'objectif visé;
c) travailler avec le secrétariat afin de s'assurer que l'examen est terminé dans les délais prévus;
d) gérer les projets du Groupe de travail, c'est-à-dire :
    a. établir les attributions et les mandats, y compris les délais et le budget;
    b. examiner les plans de travail et les produits livrables.

Composition (mise à jour à partir de la liste originale)

Les membres ont été invités à participer à l'équipe en fonction de leurs compétences et non de leur affiliation. D'autres experts peuvent prendre part aux activités à l'invitation de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux.

Présidents

Kathleen Hedley (coprésidente)	Bureau national des ESEE, Environnement Canada (jusqu'en janvier 2007)
Deni Gautron (coprésident)	Bureau national des ESEE, Environnement Canada (coprésident à partir de janvier 2007)
Robert Prairie (coprésident)	Xstrata Zinc Canada

Environnement Canada

Joseph Culp	Division de la recherche sur l'étude des impacts sur les écosystèmes aquatiques
Rick Lowell	Bureau national des ESEE
Charles Dumaresq	Section des mines et des minéraux
Chris Doiron	Section des mines et des minéraux (membre correspondant seulement)
Lisa Taylor	Centre de technologie environnementale
Rick Scroggins	Centre de technologie environnementale (remplaçant)
Mark McMaster	Aquatic Ecosystems Impacts Research Division
Nardia Ali	Environnement Canada – Région de l'Ontario
Jenny Ferone	Environnement Canada – Région des Prairies et du Nord (remplaçant)
Nancy Glozier	Région des Prairies et du Nord

Sherry Walker	Bureau national des ESEE (secrétariat)
Michelle Bowerman	Bureau national des ESEE (secrétariat, décembre 2005-octobre 2006)
Bonna Ring	Bureau national des ESEE (secrétariat, octobre 2006-avril 2007)

Ressources naturelles Canada

Jim McGeer	Ressources naturelles Canada et Wilfrid Laurier University
Bernard Vigneault	Ressources naturelles Canada.

Commission canadienne de sûreté nucléaire

Glen Bird	Commission canadienne de sûreté nucléaire (décembre 2005-août 2006)
Malcolm McKee	Commission canadienne de sûreté nucléaire (août 2006-mars 2007)

Pêches et Océans Canada

Vince Palace	Institut des eaux douces, Pêches et Océans Canada
Nuzrat Khan	Administration centrale, Pêches et Océans Canada (jusqu'en juin 2006)
Patrice Leblanc	Administration centrale, Pêches et Océans Canada (membre correspondant seulement)

Secteur privé

Elizabeth Gardiner	Association minière du Canada
Kevin Himbeault	Cameco
Christine Brereton	CVRD Inco Ltd.
Arden Rosaasen	AREVA Resources Canada Inc.

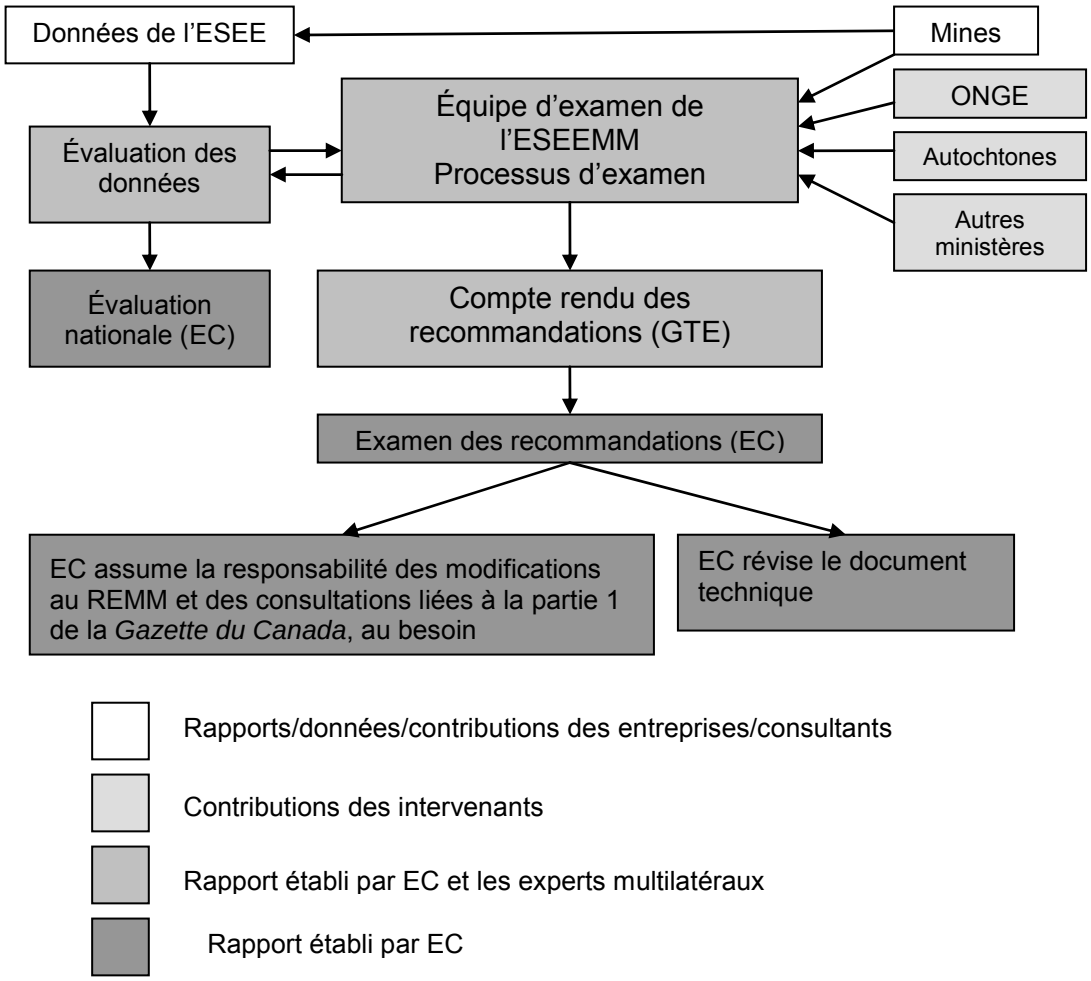
Organisations non gouvernementales de l'environnement

Robert Christie	Pictou Harbour Environmental Protection
Judy Parkman	Recycling Organization Against Rubbish

Autochtones

Alan Penn	Administration régionale crie

Pièce A. Schéma général de l'examen du Programme d'ESEE des mines de métaux



Pièce B. Questions clés et plan de travail préliminaire

Questions clés :

- Qu'est-ce qui a fonctionné et quels ont été les principaux problèmes rencontrés?
- Quelles sont les principales améliorations recommandées?
- Les données recueillies sont-elles utiles pour évaluer les effets des effluents miniers?
- Quelles sont les principales conclusions préliminaires de la première étape du suivi, relativement aux effets potentiels des effluents miniers?
- Autres questions?

Sujet	Description	Délais (janvier 2006 – décembre 2006 (prov.)
Analyse nationale – EC	**Relever les questions clés (GTE)**	**31 janvier et 1er février 2006**
	Analyse des données	**En cours**
	Ébauche du rapport	**Automne 2006**
	Rapport final	**Hiver 2006/2007**
Réunions et conférences téléphoniques	**Première conférence téléphonique**	**20 décembre 2005**
	Autres conférences téléphoniques	**Au besoin**
	1re réunion en tête-à-tête	**31 janvier et 1er février 2006**
	2e réunion en tête-à-tête	**Juin 2006**
	3e réunion en tête-à-tête	**Septembre 2006**
	4e réunion en tête-à-tête	**Décembre 2006**
Mise en œuvre	**Participation des intervenants**	**31 janvier et 1er février 2006**
	Communication entre le secteur public et le secteur privé	**Juin 2006**
	Gestion de l'information	**31 janvier et 1er février 2006**
	Solutions de rechange	**Juin – septembre 2006**
	Recherche des causes / recherche des solutions	**Juin – septembre 2006**
	Autres	**Au besoin**
Étude de la caractérisation de l'effluent et de la qualité de l'eau	**Questions de suivi et d'analyse**	**Février – mars 2006**
	Pertinence des paramètres (ajouts/suppressions)	**Février – mars 2006**
	Résultats	**Février – mars 2006**
Essais de toxicité sublétale	**Questions d'analyse**	**Mars – mai 2006**
	Pertinence des essais (ajouts/suppressions)	**Mars – mai 2006**
	Résultats	**Mars – mai 2006**
Plan d'étude (poissons et benthos)		**Juin 2006**
Étude des poissons	**Suivi**	**Juillet – octobre 2006**
	Analyse et interprétation des données	**Juillet – octobre 2006**
	Résultats	**Juillet – octobre 2006**
Étude des communautés d'invertébrés benthiques	**Suivi**	**Juillet – septembre 2006**
	Analyse et interprétation des données	**Juillet – septembre 2006**
	Résultats	**Juillet – septembre 2006**

Sujet	Description	Délais (janvier 2006 – décembre 2006 (prov.)
Compte rendu des recommandations destinées à EC	**Aperçu**	**Septembre 2006**
	1re ébauche	**Novembre 2006**
	Examen de la 1re ébauche	**Novembre 2006**
	2e ébauche	**Décembre 2006**
	Examen de la 2e ébauche	**Décembre 2006**
	Ébauche finale	**Décembre 2006**
	Présentation du rapport à EC	**Décembre 2006**

Annexe B : Liste des questions à examiner

La liste initiale des questions à examiner comportait ce qui suit :

- Mise en œuvre du programme
  - Participation des intervenants (sous-groupe)
  - Communication entre le secteur public et le secteur privé – rétroaction des bureaux régionaux aux mines
  - Uniformité nationale
  - Gestion de l'information : base de données et rapports électroniques
  - Souplesse dans la mise en œuvre des directives
  - ESEE et évaluation environnementale/gestion des risques de plus grande ampleur (y a-t-il des secteurs qui se chevauchent?)
- Caractérisation de l'effluent et étude de la qualité de l'eau
  - Rapports (besoins, fréquence, format)
  - Pertinence des variables (ajouts/suppressions)
  - Limites de détection
  - Ra_{226} (suivi de la qualité de l'eau lorsque cette substance n'est pas présente dans l'effluent)
  - Directives nécessaires pour estimer la portée géographique lorsque la concentration de l'exposition excède le niveau de référence d'un facteur de 2 ou plus
- Examen de la toxicité sublétale (sous-groupe)
  - Examen objectif de l'état actuel de la science concernant l'utilité des données de toxicité sublétale, comparativement aux données relevées sur le terrain
  - Discussions sur l'analyse des données d'essai de toxicité sublétale en tant que mesure de la qualité de l'effluent
- Questions scientifiques intersectorielles
  - Solutions de rechange
    - Recherche sur les mésocosmes et disponibilité commerciale
  - Directive sur la recherche des causes
  - Facteurs confondants
  - Terres humides
  - Contamination historique
  - Zones de référence
  - Évolution scientifique
- Questions relatives aux études des poissons
  - Études d'échantillonnage non destructeur ou destructeur
  - Directives additionnelles sur les poissons de faible taille
  - Techniques de détermination de l'âge des poissons
  - Présence/absence d'espèces de poissons
  - Interprétations des interactions importantes
- Analyse des tissus des poissons (analyse de l'utilisabilité des poissons)
  - Limite de détection appropriée lors de l'examen du seuil de déclenchement applicable au mercure

    - Mise à jour de la directive concernant la consommation de poissons
- Étude des communautés d'invertébrés benthiques
    - Techniques statistiques univariées ou multivariées
    - Techniques d'échantillonnage du benthos dans les terres humides

Annexe C : Obstacles à la participation du public à l'ESEE

Le présent document offre une brève description des obstacles à la participation efficace du public au programme d'ESEE. Les obstacles sont décrits du point de vue de l'industrie, du public et des organismes de réglementation.

Ce document vise à favoriser les discussions sur les moyens de rendre la participation du public à l'ESEE plus efficace. Ce document est destiné à l'ensemble de l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux, mais surtout au Sous-groupe chargé de la participation des intervenants.

Obstacles – Industrie

- Le programme d'ESEE est nouveau. Les entreprises et leurs consultants à apprendre ses rouages.
- Bon nombre d'entreprises ne possèdent pas l'expertise nécessaire pour élaborer et mettre en œuvre des mécanismes de participation du public et la stratégie de communications connexe.
- Beaucoup d'entreprises engagent des consultants pour réaliser leur ESEE, mais ces derniers n'ont pas l'expertise requise pour prendre part à des activités de participation du public. Il est donc plus approprié qu'elles le fassent elles-mêmes. Cette relation entreprise-consultant ne favorise donc pas la participation du public.
- Dans de nombreux cas, les employés du secteur de l'environnement de l'entreprise sont débordés et peuvent penser qu'ils n'ont pas de temps à consacrer à la participation du public ou les ressources nécessaires pour le faire.
- Certains ne connaissent peut-être pas toute la gamme d'activités qui pourraient servir à faire participer le public, telles que décrites dans le Guide pour l'ESEE. Ils pourraient songer à recourir à des consultations ou à des assemblées pour faire participer le public et rejeter ces options pour différentes raisons, sans prendre en considération d'autres mécanismes qui pourraient être plus appropriés, notamment comme première étape de la participation du public.
- L'ESEE est un sujet très technique. C'est pourquoi certaines entreprises peuvent penser qu'il n'est pas approprié d'en discuter avec le public et qu'il est trop difficile de communiquer de l'information sur la conception et les résultats des ESEE.
- Certaines entreprises peuvent penser qu'il est trop tôt pour faire participer le public à l'ESEE.
- Certaines entreprises peuvent craindre la réaction du public aux résultats de l'ESEE et penser qu'il sautera aux conclusions en ne tenant compte que d'une seule information.
- Certaines entreprises peuvent considérer la participation du public comme une activité ayant peu ou pas de valeur, et qu'il ne vaut pas la peine de lancer ce processus.
- Étant donné que la participation du public n'est pas une exigence juridique, certaines entreprises peuvent croire que ce n'est pas important.
- Les entreprises peuvent être frustrées par tous les règlements à respecter, mais elles ne savent peut-être pas qu'elles peuvent grandement contribuer sur une base volontaire.

- Certaines entreprises peuvent penser que le fait de rendre l'information publique les désavantagera par rapport à leurs compétiteurs et entraînera des coûts environnementaux additionnels pour rester dans la course.

Obstacles – Public

- Le programme de l'ESEE est nouveau, et les membres du public ne le connaissent pas nécessairement.
- Dans de nombreux cas, les membres du public concernés participent aussi à d'autres consultations, ce qui pourrait entraîner une « fatigue consultative ». Par conséquent, ils n'auront peut-être pas le temps ou les ressources nécessaires pour participer à l'ESEE.
- L'ESEE est un sujet très technique et certaines personnes pourraient être dépassées par le jargon technique, surtout si les entreprises et leurs consultants ne rédigent pas leur documentation dans un format plus accessible.
- Il y a des obstacles linguistiques dans certaines communautés. Par exemple, dans les communautés où de nombreuses personnes parlent des langues autochtones et où certains, comme les personnes âgées, ne parlent pas couramment anglais ou français, la documentation devra être fournie dans la langue parlée au sein de la communauté, et des services de traduction devront être offerts pendant les réunions communautaires pour s'assurer que toute la population peut participer. Parallèlement, dans certains cas, la direction d'une entreprise peut demander que les rapports soient préparés dans une des deux langues officielles du Canada, même si les membres de ces communautés parlent l'autre langue. Ainsi, certains documents préparés par l'entreprise devront être traduits, et des services de traduction pourraient être requis pour les réunions publiques.
- Si les possibilités de participation du public ne sont pas transmises ou mal communiquées, le public pourrait croire que l'entreprise l'a fait délibérément ou qu'elle manque de transparence, ce qui pourrait miner leur confiance.
- Certains membres du public pourraient ne pas s'intéresser à la portée restreinte des questions abordées par l'ESEE ou être frustrés par celle-ci. Les composantes du programme de l'ESEE ne traiteront peut-être pas de leurs préoccupations fondamentales. Souvent, les communautés s'intéressent davantage à ce qu'elles peuvent voir, entendre et sentir — des effets tangibles. Elles pourraient ne pas comprendre en quoi les renseignements de l'ESEE les concernent.
- Si les entreprises n'arrivent pas à faire participer le public efficacement, les membres intéressés du public ne s'impliqueront pas. À leur tour, les entreprises pourraient fournir une réponse insuffisante par un manque d'intérêt au lieu de s'interroger sur l'efficacité des mécanismes utilisés pour faire participer le public.
- La population pourrait ne pas vouloir connaître les résultats de l'ESEE. Elle pourrait craindre les impacts possibles de ces « mauvaises nouvelles » sur les valeurs immobilières et les stigmates associés au fait d'habiter près d'un grand pollueur et, par conséquent, préférer ne pas connaître l'issue de l'ESEE et adopter une approche « pas de nouvelles, bonnes nouvelles ».

Obstacles – Organismes de réglementation

- Le programme d'ESEE est nouveau. Les organismes de réglementation continuent à apprendre ses rouages.
- Dans de nombreux cas, le personnel suffit à peine, et les organismes peuvent penser qu'ils n'ont pas de temps à consacrer à la participation du public ou les ressources nécessaires pour le faire.
- Certains ne connaissent peut-être pas toute la gamme d'activités qui pourraient servir à faire participer le public, telles que décrites dans le Guide pour l'ESEE. Ils pourraient songer à recourir à des consultations ou à des assemblées pour faire participer le public et rejeter ces options pour différentes raisons, sans prendre en considération d'autres mécanismes qui pourraient être plus appropriés, notamment comme première étape de la participation du public.
- L'ESEE est un sujet très technique. C'est pourquoi certaines entreprises peuvent penser qu'il n'est pas approprié d'en discuter avec le public et qu'il est trop difficile de communiquer de l'information sur la conception et les résultats des ESEE.
- Certains employés peuvent penser qu'il est trop tôt pour faire participer le public à l'ESEE.
- Il ne viendra peut-être pas à l'idée du personnel régional qu'il devrait ou pourrait travailler directement avec le public et l'industrie.
- Certains employés pourraient considérer la participation du public comme ayant peu ou pas de valeur et qu'il ne vaut pas la peine de lancer ce processus.

Autres points à considérer

- Une fois soumis à Environnement Canada, les données de l'ESEE et les rapports d'interprétation sont des documents publics. La population peut donc les obtenir sur demande. La participation proactive du public peut faciliter la communication efficace des résultats présentés dans ces documents.
- Toutes les parties devraient reconnaître que la réalisation d'une ESEE est compliquée et propre à un site, tout comme la participation des communautés.
- Environnement Canada pourrait fournir à l'industrie et au public d'autres précisions sur le calendrier du programme de l'ESEE.

Annexe D : Rapport du Sous-groupe chargé des essais de toxicité sublétale

Recommandation concernant l'examen des données découlant des essais de toxicité sublétale

Rapport final :

Présenté à

L'Équipe d'examen de l'Étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux

par :

Le Sous-groupe chargé des essais de toxicité sublétale

Jim McGeer (président)
Rick Lowell
Arden Rosaasen
Rick Scroggins
Lisa Taylor
Bernard Vigneault

Le 21 décembre 2006

Table des matières

1. Introduction 2

2. Mandat 2

3. Discussions du Sous-groupe 2

3a) Discussions sur la question suivante : *mesurer les changements de la qualité de l'effluent dans le temps qui sont engendrés par la modification des procédés de traitement de l'eau, des pratiques de gestion du ruissellement sur le site et du fonctionnement de la mine, ainsi que par la mise en place de mesures d'atténuation du drainage acide*. 3

Recommandation n^{o} 1 3

Recommandation n^{o} 2 4

Recommandation n^{o} 3 5

3b) Discussions sur la question suivante : *estimer le potentiel d'impacts dans la zone exposée et estimer la portée géographique potentielle de la réaction sublétale d'après les résultats des essais de toxicité de l'effluent minier*. 5

Recommandation n^{o} 4 7

3c) Autres discussions du Sous-groupe 7

Recommandation n^{o} 5 8

Recommandation n^{o} 6 8

Recommandation n^{o} 7 9

Recommandation n^{o} 8 10

Document de référence 10

1. Introduction

Le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) de 2002, pris en vertu de la *Loi sur les pêches*, fixe des limites strictes quant à la qualité des effluents des mines de métaux canadiennes. Le REMM comporte un programme d'études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) qui permet de recueillir des renseignements sur les impacts des effluents miniers sur les écosystèmes aquatiques afin d'aider à déterminer : (i) les effets que causent les effluents industriels sur les écosystèmes aquatiques et (ii) l'efficacité des mesures de protection de l'environnement.

Le Programme d'ESEE des mines de métaux a été établi en s'inspirant des recommandations provenant d'une série de groupes multilatéraux. À ce moment, Environnement Canada s'est engagé à examiner le programme, environ trois ans après le début de ce dernier. Pour s'acquitter de cet engagement, Environnement Canada a établi un groupe multilatéral : l'Équipe d'examen de l'ESEE des mines de métaux (l'Équipe d'examen de l'ESEEMM), dont la mission est d'examiner les activités et les résultats du Programme d'ESEE à partir de la première série d'ESEE menées par les mines de métaux canadiennes et, ensuite, de fournir à Environnement Canada des recommandations destinées à améliorer le programme. Dans le contexte de cet examen, un sous-groupe a été formé en vue de présenter des recommandations concernant l'examen des données découlant des essais de toxicité sublétale. Le présent rapport présente les recommandations du sous-groupe, de même que des informations connexes sur les essais de toxicité sublétale effectués dans le contexte de l'ESEE.

2. Mandat

L'établissement des recommandations relatives à l'examen des données découlant des essais de toxicité sublétale (ETS) sera fondé sur les objectifs concernant les essais de toxicité sublétale qui sont exposés au chapitre 7 du Guide technique relatif à l'ESEEMM (GT). Les deux utilisations possibles des essais de toxicité sublétale dont le GT fait état sont les suivants :

1. Estimer le potentiel d'impacts dans la zone exposée et estimer la portée géographique potentielle de la réaction sublétale d'après les résultats des essais de toxicité de l'effluent minier.

2. Mesurer les changements de la qualité de l'effluent dans le temps qui sont engendrés par la modification des procédés de traitement de l'eau, des pratiques de gestion du ruissellement sur le site et du fonctionnement de la mine, ainsi que par la mise en place de mesures d'atténuation du drainage acide.

3. Discussions du Sous-groupe

Voici un bref sommaire des principales discussions que le Sous-groupe a tenues, de même que les recommandations consécutives. Dans certains cas, le sommaire et les recommandations

représentent un compromis, en raison d'une divergence d'opinions sur certaines des questions indiquées et sur le mandat du Sous-groupe.

3a) Discussions sur la question suivante : *mesurer les changements de la qualité de l'effluent dans le temps qui sont engendrés par la modification des procédés de traitement de l'eau, des pratiques de gestion du ruissellement sur le site et du fonctionnement de la mine, ainsi que par la mise en place de mesures d'atténuation du drainage acide*.

Dès les premières discussions, le Sous-groupe est arrivé à la conclusion qu'il serait impossible pour l'Équipe d'examen de l'ESEEMM d'évaluer « la modification des procédés de traitement de l'eau, des pratiques de gestion du ruissellement sur le site et du fonctionnement de la mine, ainsi que la mise en place de mesures d'atténuation du drainage acide » car le REMM n'oblige pas à déclarer ces renseignements. Il serait donc impossible de savoir si les données de toxicité sublétale recueillies dans le cadre de la première étape de suivi du Programme d'ESEE sont utiles pour mesurer les changements de la qualité de l'effluent dans le temps qui sont engendrés par les facteurs susmentionnés. Cela est principalement dû au fait que l'on ne recueille pas de renseignements à l'échelle nationale pour évaluer les changements qui surviennent dans les secteurs suivants : les procédés de traitement de l'eau, les pratiques de gestion du ruissellement sur le site, les mesures d'atténuation du drainage acide ou les pratiques de fonctionnement de la mine dans le cadre du Programme d'ESEE. Autrement dit, même si le GT indique qu'il s'agit là d'une utilisation possible des données de toxicité sublétale dans le cadre du Programme d'ESEEMM, la collecte de données ne facilite pas la réalisation de ce genre de comparaisons à une échelle nationale. Mais cela ne veut pas dire que l'on ne peut pas se servir des essais de toxicité sublétale pour évaluer les changements de la qualité de l'effluent dans le temps. En outre, il est important de signaler que les renseignements sur la modification des procédés de traitement de l'eau, des pratiques de gestion du ruissellement sur le site, des mesures d'atténuation du drainage acide ou des pratiques de fonctionnement de la mine peuvent être disponibles et consignés, par exemple dans le cadre des sommaires ou des rapports d'interprétation des ESEE régionales qu'Environnement Canada établit pour des mines particulières.

Recommandation n^{o} 1

1a) L'Équipe d'examen de l'ESEEMM ne devrait pas tenter d'évaluer, à une échelle nationale, s'il est possible d'utiliser les données découlant des essais de toxicité sublétale pour évaluer les changements de la qualité de l'effluent dans le temps, à cause des facteurs particuliers qui sont énumérés au chapitre 7 du GT (c'est-à-dire, « la modification des procédés de traitement de l'eau, des pratiques de gestion du ruissellement sur le site, des mesures d'atténuation du drainage acide ou des pratiques de fonctionnement de la mine ») puisque le REMM n'exige pas que ces renseignements soient déclarés.

1b) L'Équipe d'examen de l'ESEEMM devrait discuter de la question de savoir s'il est nécessaire de recueillir à une échelle nationale des renseignements sur la modification des procédés de traitement, des mesures d'atténuation et du fonctionnement. S'il décide qu'il est nécessaire de le faire, le Programme d'ESEE devrait alors fixer des critères de rapport afin de faciliter la collecte et la déclaration de ce type de renseignements d'une manière uniforme à l'échelon national. Sinon, il faudrait alors réviser le chapitre 7 du GT afin

qu'il indique clairement qu'il ne s'agit pas là des seuls facteurs dont il faut tenir compte lorsqu'on mesure les changements de la qualité de l'effluent dans le temps.

Même s'il est impossible d'évaluer à l'échelon national les changements de la qualité de l'effluent en raison des facteurs particuliers qui sont énumérés au chapitre 7 (c'est-à-dire, à cause des procédés, des mesures d'atténuation, des pratiques de gestion et des modifications de traitement dans le temps), il peut être utile d'essayer de corréler les changements de la chimie des effluents qui surviennent dans le temps avec les changements des résultats des essais de toxicité sublétale. Le fait d'établir des liens entre les résultats des essais de toxicité sublétale et la chimie des effluents offre la possibilité de : 1) évaluer les changements qui surviennent dans le temps à un site particulier et 2) relever des tendances nationales à l'égard des liens entre la chimie et les données de toxicité sublétale. Il peut être utile aussi d'évaluer la qualité de l'effluent dans le contexte de la variabilité dans le temps des résultats des essais de toxicité sublétale. D'autres discussions portant sur les méthodes d'analyse de la qualité de l'effluent sont présentées ci-après.

Recommandation n^{o} 2

L'Équipe d'examen de l'ESEEMM devrait concevoir un projet destiné à obtenir des données et des mécanismes d'interprétation sur les liens possibles entre la chimie des effluents et la toxicité sublétale. Cette activité comporte deux voies possibles qu'il pourrait être utile d'analyser :

2a) La relation entre les changements qui surviennent dans le temps dans les résultats des essais de toxicité et la chimie connexe des effluents;

2b) L'établissement de méthodes d'intégration des données afin de déterminer si la chimie des effluents présente des tendances nationales qu'il est possible de corréler avec la toxicité sublétale.

Pour ce qui est de l'évaluation des changements qui surviennent dans le temps à un site particulier, de l'examen des tendances nationales qui ressortent dans la série de données de toxicité sublétale ou de l'établissement de tendances nationales à propos des liens entre la chimie et la toxicité sublétale, il y a diverses méthodes que l'on pourrait appliquer. Quelle que soit la méthode utilisée, il est important de fixer les buts ou les enjeux auxquels une analyse pourrait répondre afin de s'assurer que l'on dispose des méthodes et des niveaux qui conviennent. En voici quelques exemples : tendances dans le temps pour une valeur de toxicité terminale, clarifier la variabilité, améliorer les estimations de la biodisponibilité, intégrer les données provenant de la caractérisation de l'effluent et d'autres sources. Il faudrait également que les données étayent l'analyse ainsi que les questions examinées et/ou les objectifs visés.

De façon générale, n'importe quelle méthode conçue pour améliorer la pertinence des données de toxicité sublétale est utile. Selon le Sous-groupe, il existe déjà un certain nombre de mécanismes procéduraux recommandés dont on peut se servir pour améliorer la pertinence des essais de toxicité sublétale des effluents en rapport avec la possibilité qu'il y ait des impacts dans le milieu situé en aval d'un site. Ces mécanismes sont les suivants :

1. utiliser l'eau du site comme eau de dilution pour l'essai;
2. rajuster l'eau de dilution utilisée pour l'essai afin qu'elle corresponde à la chimie du site en question;
3. acclimater les organismes aux conditions de l'eau du site avant d'entreprendre l'essai.

Des recherches montrent que ces méthodes peuvent avoir une incidence considérable sur les valeurs d'essai terminales et qu'elles amélioreront l'interprétation des résultats de l'essai. Cependant, dans la pratique, il semble que l'on y recoure rarement, même si elles sont présentées sous forme de directive dans le GT relatif à l'ESEE. La question qui se pose est celle de savoir comment utiliser et interpréter les données de toxicité sublétale si l'on ne se conforme pas à cette directive. En outre, sans la base de données nationale, il est absolument impossible de savoir si l'on a utilisé ces méthodes.

Recommandation n^{o} 3

3a) Il faudrait s'efforcer d'encourager les mines à améliorer l'utilité des résultats des essais de toxicité sublétale en suivant les approches recommandées dans le GT relatif à l'ESEE.

3b) Lors de la présentation de données à inclure dans la base de données nationale, les exploitants devraient être en mesure d'indiquer le type d'eau de contrôle/de dilution utilisée lors des essais et de fournir des données indiquant si l'on a utilisé ou non de l'eau prélevée en amont du site, de l'eau du site simulée en laboratoire pour mieux correspondre à la qualité de l'eau du site ou des organismes d'essai acclimatés au préalable à la qualité de l'eau du site.

3b) Discussions sur la question suivante : *estimer le potentiel d'impacts dans la zone exposée et estimer la portée géographique potentielle de la réaction sublétale d'après les résultats des essais de toxicité de l'effluent minier.*

Dans le cadre de l'évaluation du potentiel qu'offrent les essais de toxicité sublétale destinés à estimer les impacts sur la zone exposée, il a été décidé qu'il était nécessaire de procéder à un examen objectif de l'état actuel de la science. Cet examen a résumé les discussions menées dans la communauté scientifique au sujet des liens existant entre les résultats des essais de toxicité sublétale faits en laboratoire sur les effluents et les données biologiques prélevées sur le terrain, en aval du site.

L'examen a porté principalement sur la documentation spécialisée relative aux mines de métaux mais, à cause de la disponibilité restreinte d'études, il a fallu procéder à un examen plus vaste, englobant d'autres secteurs industriels. Les recherches menées dans la documentation spécialisée ont été axées sur les études disponibles après 1995 afin de prendre appui sur une étude réalisée en 1997 et intitulée « Examen des méthodes d'évaluation de la toxicité sublétale des effluents miniers pour des écosystèmes aquatiques présentant un intérêt particulier pour l'industrie des mines de métaux du Canada (Sprague, 1997; Rapport CANMET, projet d'ÉTIMA 1.2.1). Cette étude a porté sur différentes techniques actuellement utilisées pour comparer les données de toxicité obtenues en laboratoire et les données obtenues sur le terrain pour le benthos et les poissons, et quelques études pertinentes datant d'avant 1995 ont été incluses. L'examen a porté sur la question de savoir s'il existe des méthodes qui permettent d'évaluer efficacement l'utilité des données de toxicité sublétale, en plus de commenter les forces et les faiblesses de ces méthodes. L'intention était de mettre l'accent sur les études pertinentes au secteur des mines de métaux, mais ce travail a été élargi en vue d'englober des renseignements émanant de plusieurs autres secteurs industriels et municipaux.

L'examen a été réalisé par une équipe de Stantec Consultants Ltd, sous la direction de M. Bruce Kilgour. Le rapport (Kilgour 2006) a été produit indépendamment, pour le compte de Ressources naturelles Canada. Un résumé de la section de ce rapport où figurent des recommandations concernant l'analyse des données est présenté ci-après. Il est à noter que le texte qui suit est extrait de Kilgour (2006) (dans la version anglaise du présent document), mais qu'il comporte aussi quelques changements de texte dont le Sous-groupe a convenu. Il est important de signaler que les membres du Sous-groupe étaient en parfait accord avec les sections du rapport de Stantec qui portaient sur le fait de discuter et de résumer les études permanentes, ainsi qu'avec les recommandations relatives à l'analyse des données. Cependant, le Sous-groupe n'a pas souscrit au contenu et aux interprétations figurant dans l'autre section du rapport.

Un grand nombre des études examinées ne décrivaient pas comme il faut la condition écologique, ne recueillaient pas d'échantillons synoptiques au sein d'un gradient de conditions, et ne comportaient pas non plus suffisamment d'observations synoptiques permettant de faire des analyses statistiques sur les associations entre les valeurs terminales des essais de toxicité sublétale et les valeurs terminales de l'évaluation du milieu récepteur. Pour ce qui est des études comportant suffisamment de données, on n'a généralement pas utilisé des outils statistiques appropriés. Dans les cas où les données et les méthodes statistiques étaient appropriées, les études faisaient généralement état de résultats mixtes. La plupart des études ont utilisé des données observationnelles provenant de zones qui avaient déjà été touchées par des effluents ou d'autres déchets. Par conséquent, l'interprétation des corrélations aurait pu être confondue pour la totalité des études. Malgré cela, il y a eu trois conditions générales dans lesquelles la toxicité sublétale a eu tendance à survenir en même temps que les effets biologiques sur le milieu récepteur.

1. La toxicité sublétale et les effets écologiques sont survenus ensemble plus souvent quand l'effluent représentait une fraction relativement importante du volume total de l'écoulement dans le milieu récepteur, et moins souvent quand les volumes de l'effluent représentaient une fraction plus faible du volume du milieu récepteur.

2. La toxicité sublétale et les effets écologiques sont survenus ensemble plus souvent quand on procédait aux essais de toxicité sublétale en utilisant le milieu récepteur ambiant.

3. La toxicité sublétale et les effets sur l'environnement récepteur sont survenus ensemble plus souvent quand on mettait à l'essai et que l'on moyennait de multiples échantillons de l'effluent. En d'autres termes, un essai de toxicité sublétale unique n'est peut-être pas une bonne variable explicative d'une atteinte potentielle du milieu récepteur car un seul essai ne peut pas caractériser le degré de variabilité de la qualité de l'effluent.

Dans l'ensemble, on ne dispose pas d'assez de données pour montrer que les essais de toxicité sublétale peuvent prédire les effets sur le milieu récepteur. La toxicité sublétale au point de rejet survient souvent en même temps que des effets biologiques sur l'environnement récepteur, et principalement lorsque ce sont des effluents qui dominent ce milieu. Lorsqu'il y a co-occurrence des effets, il tend à y avoir des incohérences dans les valeurs ultimes qui sont en corrélation. La plupart des études examinées dans le présent rapport qui ont évalué la relation entre la toxicité sublétale et les effets sur le milieu récepteur étaient des études observationnelles menées sur des milieux récepteurs qui avaient des impacts historiques qui auraient pu confondre l'interprétation

de la corrélation. Il y a sans aucun doute des exemples de milieux qui ne sont pas confondus par une contamination historique, et ces exemples simplifieraient le processus de détermination d'un mécanisme d'évaluation plus valide. Les méthodes d'analyse des données décrites ci-dessous pourraient servir à analyser les données dont on dispose actuellement par l'intermédiaire du Programme d'ESEEMM, sous réserve toutefois qu'il est possible que n'importe quelle conclusion liée à la concordance entre la toxicité sublétale et les effets sur le milieu récepteur soit limitée à cause des effets confondants de la contamination historique.

La nature multivariée des données des essais de toxicité sublétale qui sont recueillies dans le cadre du Programme fédéral d'ESEEMM, ainsi que la nature multivariée des réponses écologiques, profiteraient d'un examen des techniques multivariées dont on se sert pour évaluer les corrélations (d'autres approches statistiques pourraient convenir aussi, après examen approfondi). Une corrélation canonique serait une méthode appropriée pour évaluer à la fois la force et la nature de l'association entre les mesures relevées sur le terrain et les résultats des essais de toxicité sublétale. Subsidiairement, on pourrait recourir à une analyse de discrimination multivariée si l'on pouvait se servir des valeurs d'effets benthiques pour catégoriser les effets comme étant non affectés (p. ex, effets < 2 éT) ou affectés (effets > 2 éT). Le modèle discriminant qui en résulte est l'analogue catégorique de la corrélation canonique utilisée pour les variables continues. Tant la corrélation canonique que l'analyse discriminante sont utiles pour illustrer lesquelles des valeurs toxicologiques terminales varient en fonction des valeurs terminales de la communauté benthique ou la classification de l'altération. On pourrait faire un pas de plus en utilisant le modèle discriminant pour prédire la catégorie d'altération de la communauté benthique à des fins futures. L'utilisation de la corrélation canonique paramétrique et de l'analyse discriminante comporte plusieurs hypothèses, dont la normalité multivariée et l'homogénéité des variances et des covariances. Des transformations appropriées des variables de réponse et de prédiction, ainsi que l'utilisation de variables de prédiction quelque peu indépendantes (non corrélées), assureront une analyse multivariée plus valable.

La corrélation canonique peut aussi être une technique valable pour évaluer la force et la nature de la relation entre la toxicologie et les valeurs terminales de l'ESEE concernant les poissons, tandis qu'un modèle discriminant serait utile pour évaluer les fréquences de classification (comme ci-dessus pour les valeurs terminales concernant les invertébrés benthiques).

Recommandation n^{o} 4

> L'analyse des données utilisées pour les comparaisons des données de toxicité sublétale avec les effets sur le milieu récepteur devrait être effectuée en appliquant les principes décrits en détail dans le rapport de Stantec (Kilgour 2006).

3c) Autres discussions du Sous-groupe

Le Sous-groupe a aussi passé du temps à discuter des utilisations et de l'application des essais de toxicité sublétale au sein du Programme d'ESEE. Les opinions des membres du Sous-groupe différaient considérablement. Par exemple, certains ont jugé qu'il fallait utiliser les essais de toxicité sublétale comme des mesures terminales réglementaires en soi au sein du Programme d'ESEE avec des critères « déclencheurs » pour augmenter ou réduire les études menées sur le terrain. D'autres ont dit douter de la validité de l'hypothèse voulant que les essais de toxicité sublétale puissent prédire des effets environnementaux. D'autres encore ont jugé que les résultats

des essais de toxicité sublétale peuvent être un premier signe d'une dégradation de la qualité de l'effluent due à des changements apportés au site et qu'ils peuvent être utilisés pour atténuer la toxicité de l'effluent et éviter ainsi des impacts additionnels ou nouveaux.

Tous les membres ont convenu que les essais de toxicité sublétale peuvent être un outil important dans les études de recherche de causes. Dans ces cas, il faudrait prendre en considération la série complète des méthodes d'essai de toxicité et, dans le cas de la contamination historique des sédiments, cela pourrait inclure des essais fondés sur les sédiments (voir le GT) sans restreindre les autres outils disponibles. Les utilisations et l'application des essais de toxicité sublétale sont une question clé pour le Programme de l'ESEE, et il est nécessaire de les délimiter clairement.

Recommandation n^{o} 5

> Le Programme d'ESEE devrait faciliter la tenue d'une discussion sur l'utilité et l'application des essais de toxicité sublétale au sein de l'ESEE et, idéalement, il devrait y faire participer tous les groupes d'intervenants.

L'examen de cette recommandation a fait ressortir une question connexe et importante, soit le manque d'objectifs bien définis pour les essais de toxicité sublétale dans le Programme d'ESEE. Même le chapitre 7 du GT, d'où le Sous-groupe tire son mandat, n'énumère que des usages « potentiels ». Il s'agit là d'un secteur clé à améliorer dans le cadre du Programme d'ESEE. Un sujet de discussion additionnel sur l'utilité et l'application des essais de toxicité sublétale au sein de l'ESEE (recommandation n^{o} 5) doit aussi inclure une discussion des objectifs généraux qui s'appliquent à la toxicité sublétale au sein du programme. En d'autres termes, à partir des multiples usages et applications possibles de la toxicité sublétale, le Programme d'ESEE doit clairement définir quels usages et quelles applications seront ciblés. Le fait de délimiter de façon non ambiguë la façon dont les données de toxicité sublétale seront utilisées dans le cadre du programme aidera à cibler les efforts et à garantir que les données sont recueillies de façon efficiente et convenable et, ainsi, pouvoir évaluer les résultats par rapport au rendement prévu.

Recommandation n^{o} 6

> Le Programme d'ESEE doit clairement indiquer les buts (questions et hypothèses claires) des essais de toxicité sublétale et la façon dont les résultats seront appliqués en vue de les atteindre. L'application de la toxicité sublétale doit être clairement décrite, et fondée sur des principes scientifiques objectifs. La nature et le degré d'efforts investis dans les recommandations n^{o} 7 et n^{o} 8 qui suivent sont subordonnés aux objectifs du Programme d'ESEE qui seront fixés.

Plus important encore, il était évident que l'on ne comprenait parfaitement de quelle façon les essais de toxicité sublétale peuvent être utilisés et appliqués au sein de l'ESEEMM.

Il est clairement ressorti des discussions que le Sous-groupe a tenues qu'Environnement Canada doit jouer un rôle de chef de file pour faciliter la tenue d'une discussion multilatérale de plus grande ampleur sur l'utilisation et l'application des essais de toxicité sublétale au sein de l'ESEE.

Le Sous-groupe a reconnu que les discussions et les décisions qui sont susceptibles de découler des recommandations n^{o} 5 et n^{o} 6 seront complexes. Il faudra du temps pour acquérir les

connaissances et la clarté qui permettront de disposer d'utilisations et d'applications bien définies. En fait, le problème que présente le fait de fixer des objectifs explicites pour les résultats des essais de toxicité sublétale se pose depuis un certain temps et, à certains égards, rien n'a changé ces dernières années. Le fait que les objectifs, les utilisations et les applications qui concernent la toxicité sublétale au sein de l'ESEE ne soient pas bien exposés reflète l'état de la science et le faible niveau de confiance de certains intervenants. Si l'on considère les choses sous cet angle, il est prématuré de s'attendre à ce que l'on prenne des décisions sur les utilisations et l'application sans se faire au préalable une meilleure idée de la situation et acquérir de la confiance en se fondant sur des plans d'étude solides.

Une façon de s'attaquer à ce problème est de poursuivre l'approche multilatérale qu'utilise le Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impact en milieu aquatique et le Réseau d'examen toxicologique des effluents miniers. Nombreux sont ceux qui considèrent que ces deux programmes sont fort efficaces et qu'ils constituent un excellent moyen d'arriver à un consensus. Il s'agirait de mettre au point une approche méthodique, pragmatique et raisonnée, qui commencerait par scinder les problèmes en une série de questions clés, qui soutiendrait ensuite les efforts faits pour trouver des réponses, qui offrirait un mécanisme de validation et qui s'efforcerait enfin d'intégrer ces activités à l'appui de la fourniture de solutions et d'options solides. La structure organisationnelle de ces deux programmes semble être un excellent modèle à suivre sur le plan de la participation de multiples intervenants, en plus d'offrir la capacité de regrouper les ressources en vue d'obtenir une efficacité maximale.

Recommandation n^{o} 7

> Il faudrait réunir un groupe d'experts dont l'objectif serait de fournir les éléments scientifiques nécessaires pour traiter les recommandations présentées dans le rapport du sous-groupe. Ce groupe d'experts devrait compter sur la participation de multiples intervenants et adopter le style et la tradition du Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impact en milieu aquatique et du Réseau d'examen toxicologique des effluents miniers pour ce qui est de trouver des solutions.

Les discussions du Sous-groupe ont également fait ressortir quelques autres lacunes concernant la déclaration nationale des données des essais de données de toxicité sublétale menés dans le cadre de l'ESEE, ainsi que le stockage de ces données dans le Système informatique de transmission des données réglementaires (SITDR). Ces lacunes sont liées à la facilité avec laquelle il est possible de manipuler les données ainsi qu'aux difficultés que présente le fait d'extraire de la base de données du SITDR et d'utiliser les données de toxicité sublétale. Les efforts de certains des membres du Sous-groupe pour interpréter ces données ont fait ressortir des incohérences quant à la façon dont les données des essais de toxicité sublétale sont recueillies, déclarées et stockées. En définitive, les données ont nécessité une vérification indépendante fort longue, à laquelle ont participé des membres du personnel régional et d'autres personnes, avant que l'analyse puisse commencer. À l'heure actuelle, chaque ligne doit être contre-vérifiée et validée, ce qui restreint donc les analyses aux personnes braves et persistantes qui jouissent de la souplesse et des ressources voulues pour s'attaquer à une telle entreprise. Il faut manifestement régler cette situation si l'on veut que les analyses futures soient menées avec plus d'efficience et nettement moins d'efforts.

Recommandation n^{o} 8

Il est nécessaire d'améliorer la collecte des données, leur déclaration et leur stockage dans la base de données du SITDR, et cela est capital pour les discussions qui seront menées ultérieurement sur les utilisations et les applications des données de toxicité sublétale employées dans le cadre de l'ESEE. Le Programme d'ESEE doit veiller, d'une part, à ce que l'on recueille des données de haute qualité et qu'on les organise dans la base de données nationales et, d'autre part, que ces données répondent aux exigences en matière d'utilisations et d'application.

Problèmes rencontrés en travaillant avec une base de données extraites du SITDR :

- les données téléchargées ne peuvent pas être utilisées et nécessitent un reformatage considérable;
- les formats de date ne sont pas uniformes et doivent être normalisés;
- des déclarations non uniformes des valeurs terminales de toxicité sublétale de la part des laboratoires de consultation;
- les deux valeurs terminales de l'essai de Lemna sont mesurées, mais il n'existe qu'un champ unique pour ces valeurs, de sorte que les données ont été consignées de façon non uniforme dans le SITDR, ou pas du tout;
- lorsque l'on travaille avec la base de données, il faut se fier nettement trop aux champs de commentaires pour pouvoir comprendre les données déclarées;
- il y a de nombreux cas où les descripteurs textuels qui s'appliquent au site minier ou à l'emplacement du rejet final diffèrent. Ces incohérences surviennent à l'intérieur de certaines années ainsi qu'entre plusieurs années différentes.

Document de référence

Kilgour, B. 2006. *Using Sublethal Toxicity Tests to Predict Receiving-Environment Effects*. Rapport produit par Stantec Consulting Ltd. pour Ressources naturelles Canada, sous le numéro de contrat 23440070071001. 33 pages.

Pièce jointe A

Using Sublethal Toxicity Tests to Predict Receiving-Environment Effects

File No. 160940051
January 9, 2007

Prepared for:

Natural Resources Canada

Attention: James McGeer

Prepared by:

Stantec Consulting Ltd.
1505 Laperriere Road
Ottawa, Ontario
K1Z 7T1
613-725-5104

Executive Summary

This report provides a review of literature documenting the relationship between end-of-pipe sublethal toxicity tests and receiving-environment biological effects. At least 14 relevant research efforts have been carried out in Canada and the United States since 1995 including some major works carried out in Canada in support of the development of the metal mining environmental effects monitoring (EEM) program, and as part of national summaries of the pulp and paper EEM program. There is presently inadequate data to demonstrate that sublethal toxicity tests are predictive of receiving-environment effects. Sublethal toxicity at the end-of-pipe often co-occurs with receiving-environment biological effects, but mainly when effluents dominate the receiving environment. Where effects co-occur, there tend to be inconsistencies in the endpoints that correlate. Most (one exception) studies that evaluated the relationship between sublethal toxicity and receiving-environment effects were observational studies conducted on receiving environments that had historical impacts that confounded the interpretation of correlation. A more valid assessment of the correspondence between sublethal toxicity tests and receiving-environment effects could be accomplished through observational studies if the data were collected locations where there is no historical contamination. The data analytical approaches described below would be suitable, assuming that the data are from sites with no historical contamination. The data analytical approaches described below could also be used to analyze the existing data available through the metal mining EEM program, though with the understanding that any conclusions related to concordance between sublethal and receiving-environment effects will be limited because of the confounding effects of historical contamination.

The concordance between sublethal and biological effects data should be assessed using synoptic samples of sublethal toxicity and receiving-environment biological responses, collected across a gradient of conditions. The conclusion that whole-effluent toxicity tests are predictive (enough to be useful) of receiving-environment ecological effects will then depend on (1) the nature of the association between the toxicity and ecological endpoints, and (2) management's requirement for correct conclusions that the ecological indicator is "impaired". The strength of the association between toxicological and ecological endpoints can be established through correlation analysis, while contingency tables indicate the likelihood of making correct and incorrect conclusions in future assessments. Some understanding of the strength of the correlation, as well as the probability of correct/incorrect classification rates is required in order to fully justify the use of one endpoint to predict another. Multivariate procedures should be used to evaluate the concordance of the two monitoring components because both involve multiple endpoints.

Table of Contents

1.0 Introduction 1

2.0 Establishing Concordance Between Indicators 3

3.0 Literature Review 6
3.1 Review of Studies and Analyses Pre-1995 6
3.2 Review of Studies and Analyses Post-1995 9

4.0 Summary and Recommendations 17
4.1 Summary of findings 17
4.2 Recommendations for data analysis 18

5.0 Opinion on Using Sublethal Tests in EEM 21
5.1 Goals of EEM in relation to sublethal toxicity testing 21
5.2 Early warning of potential impacts 21
5.3 longer term perspective on the outcomes of EEM Monitoring 22
5.4 Broader considerations on sublethal toxicity testing and EEM 22

6.0 Literature Cited 24

List of Figures

Figure 1. Conceptual biplot illustrating one approach to estimating the reliability of sublethal toxicity test endpoints for predicting receiving-environment ecological effects. 5

8 Introduction

Under the Metal Mining Effluent Regulations (MMER), all metal mines in Canada are required to conduct Environmental Effects Monitoring (EEM). The objective of EEM is to evaluate the effects of mine effluents on fish, fish habitat and the use of fisheries resources. This information may ultimately be used to assess the adequacy of the MMER for protecting aquatic environment resources. To meet the objective, all mines in Canada are required to conduct biological monitoring which includes a fish survey (fish population and fish tissue analysis) and a benthic macroinvertebrate survey, as well as effluent and water quality monitoring which includes effluent characterization, receiving water quality monitoring, and effluent sublethal toxicity testing.

The development of the Metal Mining EEM (MMEEM) program was based on recommendations from multiple stakeholders. When the program was developed, Environment Canada committed to reviewing the MMEEM program and recently developed the multi-stakeholder Metal Mining EEM Review Team (MMEEMRT). The purpose of the Review Team is to review the experiences of the first round of MMEEM studies and to provide recommendations to Environment Canada to improve the program. As part of the review, a subgroup was convened to provide recommendations on the review of sublethal toxicity testing data. The subgroup's review will be based on the objectives of sublethal toxicity testing outlines in Section 7 of the MMEEM Technical Guidance Document (TGD). The data available to the review team arise from the requirements for all mines in Canada to conduct four freshwater sublethal toxicity tests (fish, invertebrate, algae, plant) or three marine sublethal toxicity tests (fish, invertebrate, algae), depending on the receiver type. Currently this is done twice per year.

The purpose of sublethal toxicity testing is to answer the question: "Is there evidence from sublethal toxicity testing that mine effluent may affect fish, invertebrates and aquatic plants?" (Environment Canada, 2002). To answer this question, all mines in Canada conduct four freshwater sublethal toxicity tests (fish, invertebrate, algae, plant) or three marine sublethal toxicity tests (fish, invertebrate, algae), depending on the receiver type. Sublethal toxicity tests have the following suggested uses in EEM programs:

1. To estimate the potential for exposure-area impacts and to estimate the potential geographic extent of the sublethal response using the results from toxicity tests conducted on mining effluent.

2. To measure changes in effluent quality over time as a result of changes in water treatment, site runoff management, acid rock drainage (ARD) mitigation measures or mine process changes.

The toxicity subgroup also recognized a third use for sublethal toxicity data:

3. To estimate the relative contributions from various sources (discharges) to observed effects in the receiving environment (Scroggins et al., 2002b; Environment Canada, 2002)

Conceptually, the use of sublethal toxicity testing within MMEEM is to "provide an estimate of the extent of potential effects on biological components of the exposure area, whether these components are being directly measured in the field or not." (Environment Canada, 2002; Scroggins et al., 2002a). Effluent toxicity tests are informative because they integrate the interactions among a complex suite of substances (effluent) in a highly standardized, controlled environment (Chapman, 2000). The tests are quick, with a turn-around time of about 1 to 2 weeks, and can thus provide relatively inexpensive, "real-time" information on effluent quality. The ability to extrapolate the results of single-species laboratory toxicity tests, however, to effects in complex environments on higher levels of organization has been debated (Cairns, 1983; 1988; Clements and Kiffney, 1994; Amman et al., 1999; Waller et al., 1999; Lapoint and Waller, 2000; Chapman, 2002).

The intent of this report is to provide an objective review of the state of the science of the potential for sublethal toxicity tests to estimate receiving-environment effects. The review specifically focuses on data that explore the relationship between toxicity and effects on fish communities, fish populations and communities of benthic invertebrates. A major aspect of the review is the identification of data analytic tools that have been used to demonstrate relationships between laboratory toxicity tests and field biological studies in studies that have analyzed the results from multiple field programs. Though the intention was to focus on studies relevant to the metal-mining sector, the review was broadened and includes information from several industrial and municipal sectors. In addition, though the initial intention was to focus on studies post 1995 (i.e., post the CANMET review by Sprague, 1997), this review includes a discussion of some of the pivotal pre-1995 papers that were the basis of post 1995 work.

In the sections that follow, the review first discusses "accepted" approaches for assessing the concordance between sets of indicators (**Section 2.0**) to provide the background necessary to critically examine the key papers both pre (**Section 3.1**) and post (**Section 3.2**) 1995. The review was limited to peer-reviewed articles or government reports, and specifically did not include summaries available from the first round of Canadian MMEEM programs. **Section 4.0** summarizes the major findings of the review and provides recommendations for potential future work.. A discussion of the utility of sublethal toxicity tests within an EEM context is provided in **Section 5.0**.

9 Establishing Concordance Between Indicators

Figure 1 illustrates the conceptual relationship that a toxicity test endpoint might have with a single ecological endpoint. It is this relationship that we analyze if we wish to know whether the toxicological endpoint is predictive of the ecological endpoint. The conclusion that whole-effluent toxicity tests are predictive (enough to be useful) of receiving-environment ecological effects will then depend on (1) the nature of the association between the toxicity and ecological endpoints, and (2) management's requirement for correct conclusions that the ecological indicator is "impaired". We typically have a decision criterion for the toxicity test, which when exceeded is used to declare that the effluent is "impairing" and is often the criterion used to predict a receiving-environment impact. We also typically have a decision criterion for the receiving-environment ecological endpoint, which again when exceeded is used to confirm that an ecological effect has occurred. When comparing a toxicity test endpoint with a receiving environment endpoint, each with their criteria applied, there are four possible outcomes. A "true-positive" (TP) result occurs when both endpoints indicate impairment, whereas a "true-negative" (TN) result occurs when both endpoints indicate no impact. False-positives (FP, toxicity endpoint indicates impairment when there is none) and false-negatives (FN, toxicity indicates no impairment when there really is one) are also very important frequencies to understand. High rates of false-positive and false–negative results occur when the association between the two endpoints is weak, while lower frequencies of these two errors occur when the association between endpoints is strong. The strength of the association between toxicological and ecological endpoints can be established through correlation analysis, while contingency tables indicate the likelihood of making correct and incorrect conclusions in future assessments. Some understanding of the strength of the correlation, as well as the probability of correct/incorrect classification rates is required in order to fully justify the use of one endpoint to predict another. The comparisons that yield higher rates of FP and FN could be very interesting from the point of view of understanding why there is a lack of concordance. Also, in those cases, it may be possible to refine the endpoint interpretation (e.g. cutoff criterion) to improve the strength of the correlation.

Swets (1988) and Murtaugh (1996) provide guidance on assessing contingency tables, and in examining how the decision criterion can be manipulated to alter/adjust correct and incorrect classification frequencies. As an example, Yoder and Rankin (1995) analyzed contingency tables to determine the likelihood of correctly declaring fish communities to be impaired on the basis of samples of benthic communities. Murtaugh (1996) recommends calculating the percent true positives (%TP) as

$$\%TP = \frac{TP}{TP + FN}$$

and the percent false-positives (%FP) as

$$\%FP = \frac{FP}{FP + TN}$$

Ninety-five percent confidence limits can be placed on these frequencies based on equations for the binomial distribution as per Zar (p 378, 1984).

Demonstrating that two endpoints are correlated requires synoptic measures of both endpoints across a gradient of conditions (from acceptable to unacceptable). Further, there must be enough synoptic observations to confidently demonstrate a strong, weak, or no correlation. Any less than about 10 observations would be considered a small data set for this type of analysis, while more than about 20 would provide reasonable statistical power. Synoptic measures should be roughly evenly distributed along the gradient. These conditions would appear to favour national level assessments of MMEEM data.

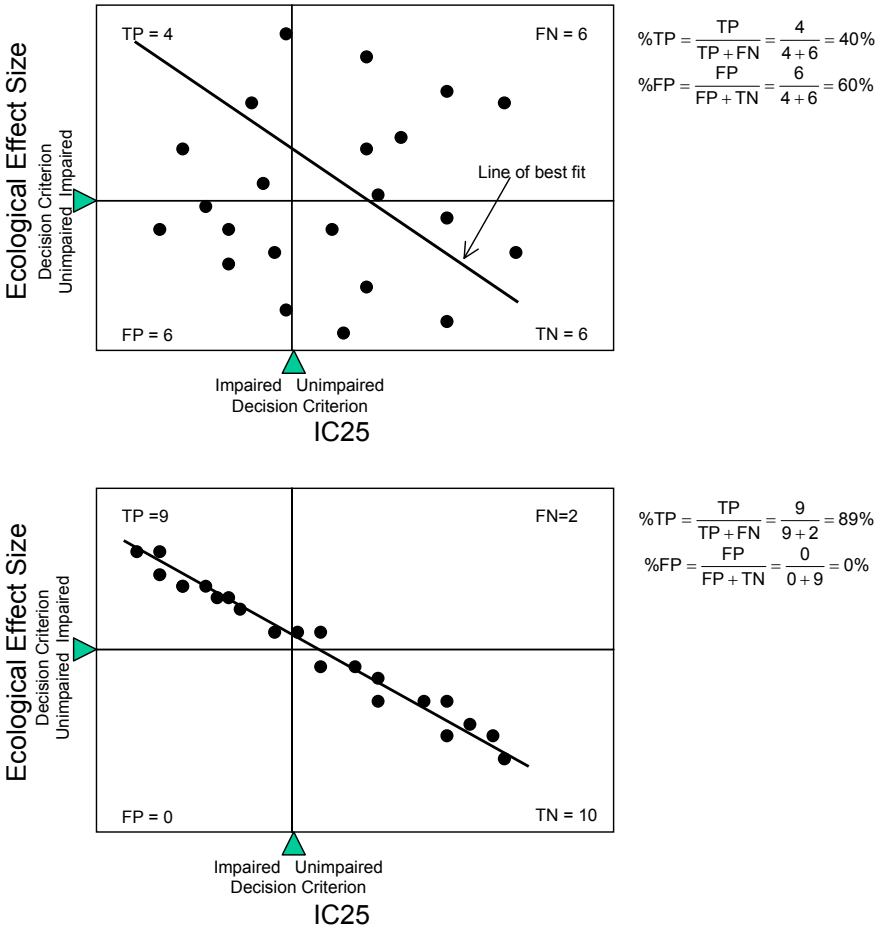


Figure 2. Conceptual biplot illustrating one approach to estimating the reliability of sublethal toxicity test endpoints for predicting receiving-environment ecological effects.

Figure Note: Two examples are given, one with a relatively low predictive ability (top panel) and one with a higher predictive ability (lower panel). Graphs are split into quadrants delineated by the decided criteria for effects (denoted by the green triangles) with TN indicating true negative, TP true positive, FN false negative and FP false positive. The calculation shown on each graph gives an estimate of the frequency (%) of TP and FP (i.e. good predictive ability). The upper panel shows the calculations for percent TP and FP decisions based on the observed scatter of the data, and selected endpoints. The lower panel illustrates the improvement in percent TP and FP outcomes based on a tighter data scatter.

10 Literature Review

Review of Studies and Analyses Pre-1995

Papers from the Sprague Review

Sprague's (1997) original review of sublethal toxicity tests, in part, attempted to quantify the likelihood of correctly declaring that receiving-environment biological indicators are impaired on the basis of results of an end-of-pipe sublethal test. Sprague concluded that sublethal toxicity tests were generally predictive of receiving-environment effects on the basis that 84% of studies (29 studies from 63 locations) reported an impaired receiving environment when effluent also caused sublethal toxicity. That review, and others since (e.g., Parkhurst, 1996), were based principally on the USEPA's CETTP (Complex Effluent Toxicity Testing Program) studies, Birge et al.'s (1989) South Elkhorn Creek Study (Kentucky), Eagleson et al.'s (1990) study in North Carolina, and Dickson et al.'s (1992) study of the Trinity River (Texas). The eight CETTP studies consisted of work from Scippo Creek, Ohio (Mount and Norberg-King, 1985), Ottawa River, Ohio (Mount et al., 1984), Skeleton Creek, Oklahoma (Norberg-King and Mount, 1986), Five Mile Creek, Alabama (Mount et al., 1985), Ohio River, West Virginia (Mount et al., 1986b), Kanawha River, West Virginia (Mount and Norberg-King, 1986), Naugatuck River, Connecticut (Mount et al., 1986a), and Back River, Baltimore Harbor, Maryland (Mount et al., 1986c).

The CETTP, South Elkhorn and Trinity River studies evaluated the association between sublethal toxicity testing of the receiving water and the condition of receiving-environment indicators (principally fish, benthos), whereas the Eagleson study in North Carolina evaluated the association between end-of-pipe test results and benthos. The original CETTP papers demonstrated concordance between sublethal test results and ecological effects by tabulating the number of times that the two components agreed (i.e., % true-positives, see Figure 1). Agreement was based on arbitrary levels of ecological impact and toxicity. Ecological impacts were classified according to the percent reduction (20-40, 40-60, 60-80, 80-100) in the number of taxa (zooplankton, benthos, or fish), while toxicity to *Ceriodaphnia* reproduction or fathead minnow growth was classified according to the percent increase in toxicity, in this case reductions, (again, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100). The level of agreement between toxicity tests and ecological indicators was generally high (80 to 100% true positives) because the study sites were chosen to be in generally in poor condition producing both an impaired status for the receiving environment and effluent sublethal toxicity. Several reviews since have criticized these studies because the study locations were those that were generally known to be in an impaired state and with effluents known to be toxic (e.g., Parkhurst, 1996; Chapman, 2000). The study authors did not evaluate the frequency of false-positive or false-negative results. The CETTP studies also quantified the correlations among all possible pairs of toxicological and receiving-environment indicators. Correlations were generally weak or not significant, in part because of low sample sizes (n~7 or less), and because the sites were generally impacted and did not provide a necessary gradient of conditions. Some of the CETTP reports argued that the

response of the most sensitive toxicity test species should be compared to the most sensitive trophic level in the receiving environment. That is, they might have chosen *Ceriodaphnia* reproduction as the most sensitive toxicity test endpoint and number of benthic taxa as the most sensitive ecological indicator at Station A, while choosing fathead minnow growth and number of fish taxa at Station B, etc. Significant correlations based on the most sensitive endpoints were obtained from Skeleton Creek and Naugatuck River.

Data from the CETTP were re-evaluated by Marcus and McDonald (1992). They first demonstrated, in a simulation experiment, demonstrated that obtaining a stronger correlation for the most sensitive indicators than for the pairs of the individual components could easily have occurred by chance, and they thus somewhat dismissed the conclusions obtained for Skeleton Creek and Naugatuck River. They then demonstrated that the approach used to construct tables of percent correct classifications was misguided and biased towards producing overly optimistic results. They pointed out that qualify as a correct prediction of a "non-impaired" condition, all biological and all toxicological measures would have to have classified as unimpaired. To qualify as a correct prediction of impairment, only a single toxicological endpoint and a single ecological endpoint would have to classify as impaired. Marcus and McDonald demonstrated that those decisions produced a mathematical certainty of the conclusion; i.e., that toxicological endpoints were predictive of ecological endpoints. Unfortunately, Marcus and McDonald did not re-calculate the percent correct predictions. The final analysis conducted by Marcus and McDonald involved canonical correlation to test for associations between the sublethal toxicological endpoints and measured instream ecological endpoints. Canonical correlation is a statistical tool for defining linear relationships (associations) between two sets of data (e.g., toxicity data, ecological data) that both consist of multiple variables. They found statistically significant (p<0.05) correlations for five of 11 (or 45%) of the CETTP data sets. Canonical correlation coefficients were relatively high (>0.7) for each data set indicating that more than half (50%) of the variation in ecological effects could be "explained" by variation in sublethal toxicity. Small sample sizes, was the major reason that more the canonical correlations were not significant.

Dickson et al. (1992) combined the CETTP study data sets with data from South Eklhorn Creek (Birge et al., 1989) and the Trinity River (Dickson et al., 1989). They used canonical correlation to determine how toxicity endpoints and ecological endpoints covaried within data sets. Canonical correlations were generally high (R>0.7) and statistically significant. Some of the correlations were highly influenced by having clustered data (i.e., many highly impaired and a few non-impaired locations), but not all. The strength of the canonical correlations, and the variables demonstrated to be important to the overall correlation varied over time in the Trinity River. The complicated results led the authors to conclude that one or more of the following caused the correlations: (1) the toxic components varied over time; (2) there were multiple significant pair-wise correlations between toxicological and ecological endpoints; and (3) correlations were due to chance alone. Dickson et al. then classified impairment status based on whether the observed toxicity or ecological condition fell outside a specified range of the data. Toxicity variables were summed, then "normalized" assuming a normal distribution. Counts of fish species and benthic taxa were normalized using a Poisson distribution. Based on the normalized data for both toxicological and ecological endpoints, observed values beyond an upper percentile (e.g., the 90th) were used to classify a site as impaired, while observed values

less than a lower percentile (e.g., the 10th) were used to classify a site as unimpaired. These percentiles were based on all the data from a given study, without *a priori* knowledge as to whether a site was impaired or not. The classification procedure resulted in a two-way contingency table for predicted and observed impacts. A Fisher's exact test was then used to evaluate the significance of the relationship between ambient toxicity and in-stream ecological impact. For their large, overall comparison, the authors determined that ambient toxicity tests correctly predicted a biological effect in almost 90% of cases where a biological effect was measured, but also incorrectly predicted an impact in nearly 60% of cases when there was no ecological impact.

Eagleson et al. (1990) presented an analysis of 43 comparisons of whole-effluent toxicity tests and measured in-stream biological communities. Most of the effluents tested were municipal wastewaters. The authors compared the "chronic value", a percent of effluent above which detrimental effects (reduced survival and reproduction of *Ceriodaphnia dubia*) occur, to the condition of benthic macroinvertebrates. The authors predicted biological impacts would occur only if the chronic toxicity value (EC25) was greater than the permitted in-stream waste concentration. The impairment status of the benthic community was subjectively determined from interpretation of the assemblage, with some consideration for number of taxa and the kinds of taxa present. The authors concluded that the whole-effluent toxicity tests correctly predicted the impairment status of the receiving stream in 88% of the cases, but did not report the strength of the correlation between toxicological and ecological measures, did not demonstrate a gradient in conditions across the study sites, and did not calculate the probability of incorrect classifications.

Papers not in the Sprague Review

Nimmo et al. (1990) used 48-h acute tests with *Ceriodaphnia dubia* to test water from the Chalk River, and acute and chronic tests to test water from the Clark Fork River and Whitewood Creek. In mid May of 1986, 500 fingerling trout were released into the Chalk River. Mortality of those fingerlings reached 80% within 48 h of release. Ambient waters produced significant mortality in *Ceriodaphnia dubia* over a 48-h period. There was no sublethal endpoint measured. The authors also found that ambient waters in the Clark Fork River (and its tributaries) produced variable toxicity included acute lethality and depressed reproduction depending on the location samples were collected. The authors concluded that variations in sublethal toxicity were "consistent with fishery information about depressed populations of catchable trout", presumably higher toxicity occurring in areas with depressed brown trout populations. In their third case study, the authors carried out an acute test with *Ceriodaphnia* above and below a mine effluent discharge on the Whitewood River, South Dakota. Stream water was considered acutely toxic to *Ceriodaphnia*, and that corresponded to an absence of fish and presence of "some" aquatic life. Downstream water was considered acutely toxic to *Ceriodaphnia*, and corresponded to an absence of fish and presence of "some" aquatic life. These three cased studies did not present robust analyses of instream biological condition, and therefore it is difficult to assess the "predictiveness" of the sublethal toxicity tests in this case.

Review of Studies and Analyses Post-1995

Metal Contaminated Streams in New Zealand

Hickey and Clements (1998) evaluated the association between ambient toxicity and measures of benthic community composition in three streams in Coromandel Peninsula of New Zealand. Toxicity tests included the chronic reproduction assay with *Daphnia magna*, and a 96-h acute bioassay with an endemic mayfly, *Deleatidium* (Leptophlebiidae). Benthic communities were collected from riffle environments with 250-µm mesh, and identified to genus and species. No formal statistical tests were used to determine if the variations in toxicity tests and measures of benthic community composition from nine locations covaried. The authors concluded, however, that there was generally good agreement between the chronic toxicity test results (i.e., reproduction of *D. magna*) and benthic community composition. Sites with high metals concentrations in water tended to have reduced reproduction, coinciding with lower benthic community taxa richness, a lower number of mayfly taxa, and lower total numbers of mayflies. The acute toxicity test results with the mayfly *Deleatidium* did not vary among stations, and so did not covary with indices of benthic community composition. Based on data from three locations, this study did not have enough data to quantify the strength of the association between toxicity and ecological condition, or the frequency of correctly predicting a biological impairment.

Analysis by Hartwell and others, Chesapeake Bay

Hartwell et al. (1997) examined the associations between measured ambient water-column toxicity and sediment toxicity, to metrics of the fish community in Chesapeake Bay tidal tributaries. Water column bioassays included 7-d sheepshead minnow survival and growth, 7-d grass shrimp survival and growth, a copepod life-cycle survival and reproduction test, a bacterial luminosity bioassay, and bioassays with sago pondweed. Sediment bioassays included the 10-d sheepshead minnow embryo-larval survival and teratogenicity test, two 10-d amphipod survival and growth tests (i.e., two species), the 10-d polychaete survival and growth test and the *Spartina alterniflora* seed germination test. The authors calculated a "risk rank" based on the results of the water-column and sediment bioassays. Risk ranking has five components: (1) severity of effect; (2) degree of response; (3) test variability; (4) site consistency; (5) number of measured endpoints. Severity refers to the endpoint measured and were used as multipliers where mortality was 3, reproduction was given a 2 and growth as equal to 1. The risk score was calculated as:

$$\text{risk score} = \left[\left\{\sum\left[(\text{severity})(\%\text{response})(\text{CV})\right]\right\} + (\text{consistency})\right] / \sqrt{\text{N}}$$

where

- $\text{consistency} = [(\text{N}/2) - \text{X}]^3$,
    - where X is the number of non-significant endpoints

- N is the total number of endpoints,
- CV is the coefficient of variation, and

Fish were sampled with beach seines and bottom trawls deployed near mid channel. An Index of Biotic Integrity (IBI) as well as a measure of Diversity were calculated using the fish collection data. The IBI is a summary metric of the fish community that attempts to summarize the tolerance of the community to stress. High scores tend to occur in "healthier" fish communities.

Simple parametric Pearson correlations with a total of eight observations, demonstrated that risks determined from the sediment bioassays were correlated with observed fish community diversity and IBI scores, while risks estimated from water-column bioassays were not.

Analysis by Sarakinos and Rasmussen

Sarakinos and Rasmussen (1998) compared variations in benthic invertebrate community composition and total abundance with response "thresholds" calculated from chronic whole-effluent toxicity tests. The 7-d survival and reproduction bioassay with *Ceriodaphnia dubia*, the 96-h growth inhibition test with *Selenastrum capricornutum*, and the 7-d early-life-stage survival and growth tests with fathead minnows were tested on a single sample of effluent from a paper mill in Kingsley, QC. Results of toxicity tests were reported as the Maximum Allowable Toxicant Concentration (MATC; i.e., the geometric mean of the No Observed Effect Concentration, NOEC, and the Lowest Observed Effect Concentration, LOEC). The average toxicity of the sample was expressed as the geometric mean of the MATC for all assays. The whole effluent toxicity tests produced an average MATC of 3.6% effluent. The authors then collected 210 samples of benthic macroinvertebrates from within the 1% mixing zone of the mill's effluent in the Nicolet River. The authors first used a Partial Canonical Correlation to relate descriptors of benthic community composition and % mill effluent after controlling for the underlying influences of natural habitat variables (i.e., current velocity). The analyses demonstrated a significant decrease in taxonomic richness at an effluent concentration of 16%, and a reduction in total abundances in locations where effluent concentrations were between 0 and 2%. The authors concluded that the standard whole-effluent test overestimated the effluent concentration that would elicit an ecological response in the receiving environment. This study is based on prediction from a single effluent, and does not represent multiple synoptic samples of toxicity and biology collected across a gradient. The results, therefore, demonstrate co-occurrence of sublethal toxicity and biological effects, but do not demonstrate a correlation. The level of agreement between the effluent concentration predicted to cause effects and the concentration in the receiving environment corresponding to effects on the benthic community were remarkably similar considering problems associated with estimating effluent dilutions in receiving environments (Girling et al., 2004).

USEPA Follow-Up to CETTP Studies

The USEPA (1999) summarized the various analyses provided in the original CETTP studies, and the follow-up analyses by Marcus and McDonald (1992) and Dickson et al. (1992). USEPA (1999) also included a set of comments from an independent biostatistician. Smith (1994, as

cited in USEPA, 1999) commented that the Canonical Correlation analyses may not have been the most appropriate for two reasons. First, Canonical Correlation assumes a linear association among variables, which may not have occurred, and which was not determined. Second, Canonical Correlation would fit "linear combinations of toxicity and instream response variables that correlate maximally". Smith (1994, as cited in USEPA, 1999) concluded that the most meaningful associations between toxicity and instream responses might not have been represented by the linear combinations of variables that produced the maximum correlation. He further recommended the use of ordination techniques that objectively summarize multivariate sets of data. Smith proposed to ordinate the toxicological data, and the ecological data, then test for associations between the derived variables based on the ordination methods. It is not clear if the work was ever done.

River Goyt, UK

Maltby et al. (2000) conducted a variety of studies on the River Goyt, Derbyshire (UK) in the vicinity of a bleaching plant. A 48-h *Daphnia magna* immobilization test was conducted using whole effluent from the plant, while the same test was conducted in-situ with caged specimens upstream and downstream of the plant discharge. Cages of *Gammarus pulex* were deployed for six days upstream and downstream of the plant discharge to evaluate effects on feeding rate (leaf litter decomposition). Twenty-five samples of benthos were collected using a Hess sampler from all microhabitats in one location upstream and one location downstream of the plant discharge. Receiving-water toxicity and ecological studies were consistent with the whole-effluent tests. Downstream of the discharge there was a reduction in *D. magna* survival, in *G. pulex* survival and feeding rate, in detritus processing, and in biotic indices based on macroinvertebrate community structure. There were no specific tests used (or required) to demonstrate the agreement between whole-effluent tests and receiving-environment ecological condition, because the study evaluated a single point-source discharge, and had only two receiving-environment locations (upstream and downstream).

Analysis by Diamond and Daley

Diamond and Daley (2000) compiled a database of 250 dischargers across the United States and examined the relationships between whole-effluent toxicity test endpoints (*Ceriodaphnia dubia*, *Pimephales promelas*) and instream biological conditions as measured by inventories of benthic macroinvertebrates. Whole effluent toxicity tests were integrated for each facility in two general ways. First, the authors computed the average value for each WET endpoint reported and then compared the average value to pass/fail criteria used by state agencies. Second, the authors calculated the fraction of WET tests failed at each facility. Benthic community data were standardized because of differences, among States, in taxonomy and metrics used to summarize the community. They calculated the average relative difference in community metrics as:

$$\sum_{i=1}^{N} \frac{[(\text{Upstream}_i - \text{Downstream}_i)/(\text{Upstream}_i + \text{Downstream}_i)]}{N}$$

where N is the total number of metrics measured at each site. All benthic community assessments used in the study measured several metrics such as number of taxa, number of taxa belonging to the mayfly, stonefly and caddisfly groups, tolerance indices like the Hilsenhoff Biotic Index, and measures of dominance (e.g., percent dominance the most dominant taxon). Using the above formula, relative differences between upstream and downstream ranged from –1.0 to +1.0 where a positive value indicated a higher degree of downstream impairment, and a value near zero indicated little or no difference. Sites with relative differences of < 0.15 were considered unimpaired.

Linear regression was used to determined relationships between "continuous" standard WET endpoints (LC50 and NOEC) and the derived benthic metric (average relative difference). Chi-square log-linear analysis of variance, and multiple discriminant analysis were used to test hypotheses related to categorical variables (i.e., pass/fail frequencies).

Dischargers that failed, 25% of their tests had ≤ 15% chance of exhibiting an in-stream biological effect. Effluent dilution was the strongest predictor of the concordance between a WET test and the in-stream biological condition. Effluents that comprised > 80% of the receiving-environment volume under low-flow condition exhibited better relationships between WET and in-stream condition than effluents with greater dilution. Effluents that comprised < 20% of the low-flow receiving-environment volume had a low likelihood of correspondence to in-stream ecological effects, even if several toxicity tests were failures in a given year. The authors felt that WET tests were more predictive of in-stream ecological condition if several tests were conducted, more than one type of test was conducted, and when endpoints within a test were relatively consistent over time.

Problems with the study include decisions related to the benthic community metric (average relative difference). First, any of the selected metrics that were correlated in their responsiveness to effluents would over-weight and thus over-estimate the degree of impairment. Such a metric would be more valuable if it incorporated multiple orthogonal (or unrelated) metrics. Second, the cutoff applied to the benthic community metric (i.e., unimpaired was any site with an average relative difference < 0.15) was derived through what appears to have been a subjective process. There was no indication that effects were typically or generally statistically significant when they exceeded that value. Third, the formula for the overall benthic metric, though intended to provide a measure of relative (or percent) difference, did not estimate a percent difference at all. Percent differences are normally expressed relative to the upstream condition, such that the difference between upstream and downstream is divided by the upstream value. Here the difference between upstream and downstream was divided by the sum of the upstream and downstream values, somewhat underestimating the "relative" difference.

Post-Exposure Feeding Depression in *Daphnia*

McWilliam and Baird (2002) developed a post-exposure feeding test with *Daphnia magna* that they considered to be a sensitive indicator of water quality. Four-day old *Daphnia* were held in cages in each of 13-study area receiving environments, including reference areas, for 24 h. Feeding rates of *Daphnia* were determined with exposed specimens. Benthic invertebrates

were collected using kick-nets. The authors calculated the Biological Monitoring Working Party (BMWP) and Average Score per Taxon (ASPT) scores, two relatively common metrics used to summarize the pollution tolerance of invertebrate community samples in the UK and Europe. Feeding depression was observed at each of the "contaminated" sites, while invertebrates were considered impaired at only one location. The authors concluded that the feeding-depression test was a more sensitive, ecologically relevant diagnostic endpoint. Simple Pearson correlations were used to demonstrate a lack of relationship between the sublethal test result and metrics of the invertebrate community.

Upper Powell River, Virginia

Soucek et al. (2001) incubated clams in cages in 19 locations in the Pucket's Creek watershed (Virginia) for a 30-d period. Benthic communities were sampled in the same reaches using EPA's rapid bioassessment protocols. Clam survival over 30 days was positively correlated with the relative abundance of benthos belonging to the order Ephemeroptera, while clam growth was correlated with the abundance of benthos belonging to the collector-filterer functional feeding groups. Though this study demonstrated co-occurrence of effects in caged animals and benthic invertebrates, this was an observational study from a location with considerable historical impacts, thus confounding the correlation.

AETE Studies

The Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE) program conducted a number of studies, including the literature review by Sprague (1997), as well as field studies evaluating different monitoring components. Field studies were carried out in 1997 (Beak and Golder, 1998). One of the questions tested during the field program was whether there was a link between effluent sublethal toxicity test results and instream biological (fish or benthos) responses. Beak International Incorporated (Beak, 1998) analyzed the data from Heath Steele. Based on % inhibition vs effluent concentration curve for *Ceriodaphnia* reproduction, fathead minnow growth, algae (*Selenastrum*) growth, duckweed (*Lemna minor*) growth, Beak estimated the toxicity of the receiving environment water in each of the five reaches for which there were biological response data, for three dates (i.e., the dates that the sublethal tests were conducted). They then correlated the estimated % inhibition with field measurements of biological responses. With that analysis, Beak observed that fish catch per unit effort (CPUE) and number of taxa decreased with predicted water toxicity to algae, *Ceriodaphnia*, duckweed and fathead minnow. They also observed that dominance of pollution-tolerant chironomids increased with increases in predicted water toxicity. Other indices of benthic community composition were unrelated to sublethal toxicity endpoints. The correlations observed simply demonstrated a gradient of responses in biological condition downstream of the effluent release. The results did not demonstrate a correlation between toxicological and biological responses because the observations were not synoptic. The data did provide another example of the co-occurrence of sublethal toxicity and receiving-environment effects, but receiving environment effects were as easily explained by historical inputs as by effluent quality at that time except for Heath Steele where considerable effort went into selecting the study site so as to specifically avoid historical contamination.

As summarized in Scroggins et al. (2002a), additional comparisons between sublethal toxicity endpoints and receiving-environment biological responses were made as part of studies at Dome Mine (Timmins) and Myra Falls (Vancouver Island), though more qualitatively. At Dome Mine the lowest IC25 values for *Ceriodaphnia*, fathead minnow, algae and duckweed representing effluent that was discharged to the river were < 6.25, 47, 27 and 3.7% effluent respectively. The estimated effluent concentrations in the river exceeded all of these values except for the fathead minnow IC25 (47%). The results of the sublethal toxicity tests, with the exception of the fathead minnow results, were considered evidence of potential receiving-environment effects. Benthic communities in the nearfield environment had decreased density and diversity, and were missing clams of the genus *Pisidium*. Adult pearl dace and yellow perch had higher condition in the nearfield environment, a finding somewhat contradictory to a mine-related effect. The lack of fathead minnow sublethal effects therefore co-occurred with a lack of effects in the two sentinel species in the receiving environment. The observed effects in the benthic community could as easily have been caused by historical contamination of the sediments, and not effluent quality.

Effects on the benthic community were observed at Myra Falls at metal concentrations in water that produced sublethal toxicity in *Ceriodaphnia*, duckweed and algae. Fathead minnows did not show any deleterious effects of mine effluent, and thus did not co-occur with the observed benthic community impairment. This study provides an example of the co-occurrence of sublethal and receiving-environment biological responses, but does not demonstrate a correlation between responses.

The three AETE studies combined provided three synoptic observations of sublethal toxicity and receiving-environment effects. The AETE effort thus produced a relatively small data set.

Salinas River, California

Anderson et al. (2003) examined the toxicity of agricultural runoff (tile drains) in the Salinas River in California. Samples of river water were collected and used in 96-h survival tests with *Ceriodaphnia dubia*. Benthic macroinvertebrates were collected using a traveling kick and sweep technique following typical USEPA guidance (Barbour et al., 1999). With a total of 16 stations, correlations between indices of benthic community composition and survival of *C. dubia* were assessed using non-parametric Spearman Rank tests. Number of mayfly taxa and percent of the benthic fauna as chironomids were generally positively correlated with survival of *C. dubia*.

Leading Creek, Ohio

Kennedy et al. (2003) evaluated growth of the clam *Corbicula* in situ, conducted acute 48-h tests with *Ceriodaphnia dubia*, chronic growth tests with *C. dubia*, and collected benthos within the vicinity of a discharge for a coal-processing effluent. Fecundity of *C. dubia*, and growth of *Corbicula* were impaired by the effluent. Mayflies were significantly reduced (99%) downstream of the effluent discharge point. This study presented the results from a single location only, and demonstrates the co-occurrence of effects, not a correlation between synoptic measures.

Canadian Pulp and Paper EEM

A variety of papers have been written summarizing the results from the sublethal studies conducted within the federal pulp and paper EEM program, and the studies summarized here have reported on the associations between sublethal endpoints and receiving-environment effects. Scroggins et al. (2002b) reported that sublethal tests conducted on an effluent from a pulp mill correctly predicted the "zone of potential effects" (ZPE) in a receiving water, agreeing with effects observed in biological surveys. The calculation of the ZPE is described in Environment Canada's Technical Guidance Documents for the EEM programs for both the pulp and paper and metal mining sectors. Scroggins et al. (2002b, 2005) suggested that overlapping zones from multiple effluents could also be demonstrated with the ZPE calculation.

Moody (2002), Borgman et al. (2004) evaluated the relationship between sublethal toxicity data and field effects using data from 16 pulp mills in Ontario. Moody evaluated the association between sublethal toxicity tests and in-stream ecological effects. In her study, the ZPE was calculated for 16 mills in Ontario, on the basis of the most sensitive IC25 of mill effluents: one for each sublethal test species (inhibition of Ceriodaphnia dubia reproduction, *Selenastrum capricornutum* growth, and fathead minnow growth). The relationship between the zones of potential effect and actual extent of effects observed in the field was rated strong, moderate or weak based on the proximity of the ZPE estimate at the location of the affected biota. The relationship between the results of fathead minnow testing and the fish survey was described as strong or moderately strong at 40% of mills on rivers, and 80% of mills on lakes. Fathead minnow tests typically underestimated effects in the field, including six effluents that produced no toxic response at the end-of-pipe, but where there were apparent effects on natural field populations of fish, likely reflecting the effects of historical contamination in the field.

Both Moody (2002), Borgmann et al. (2004) and Scroggins et al. (2005) reported on the "Lab-to-Field" rating scheme that related whole-effluent toxicity to impacts observed in the benthic community. In this scheme, the number of potential mill-related effects for field measurements was compared to the severity of the effluent toxicity as determined by the lab tests. A rating scheme was applied to both toxicity test results and ecological endpoints. Each of the sublethal tests was rated based on the most sensitive IC25. Percent effects and thus an LTF rating were calculated for the sentinel fish survey endpoints, using all possible comparisons for each gender and species of fish collected in reference and exposure areas. Percent effects and an LTF rating were also calculated for invertebrate communities based differences in abundance, richness, Bray-Curstis distance measure, Simpson's Diversity, Simpson's Evenness, percent EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), as well as key major groups (e.g., Oligochaeta, Arthopoda, Chironomidae, Amphipoda, Lumbriculidae). Regression analysis of LTF scores revealed that the relationship between *Ceriodaphnia* reproduction test and benthic invertebrate field survey measurements was significant (r=0.79). The authors concluded that there was insufficient data to determine if this approach could be used as a predictive tool, and also concluded that the LTF rating scheme would benefit from a more sensitive species or life stage of fish to strengthen the sublethal test-to-fish survey relationship. Having ranked effects on a scale from 1 to 5 minimized the scale across which correlations between monitoring components might have occurred. The relationships might have been stronger had the authors

simply used the IC25 as the predictor of ecological effects, and if the ecological effects had more simply been expressed as the percent of endpoints indicating an effect.

Walker et al. (2005) conducted a national-scale analysis incorporating available EEM data for all mills across the country, including those used in the Moody etc. Ontario study. They calculated effect sizes for the invertebrate community survey data, as well as for the sentinel fish survey data. Benthic effect sizes were based on observed differences between reference and exposure areas in both abundance and richness. Fish effect sizes were based on differences in condition, liver weight, and gonad weight between reference and exposure areas expressed as a percentage of the reference area average value. Preliminary analysis, involving a series of bivariate correlations, revealed mostly a lack of correlation between laboratory toxicity (IC25s) and field responses. The few statistically significant (though weak) correlations that were found were in the opposite direction than that predicted by the laboratory toxicity tests. For example, one of the significant correlations was due to higher levels of fish toxicity measured in the laboratory being associated with improved fish condition in the field. Walker et al. (2005) ascribed the general lack of correlation (or counterintuitive correlations) to a variety of factors, including the fact that laboratory toxicity tests typically do not account for a multitude of direct and indirect interacting effects that occur in the field, including eutrophication (the most common field effect measured in the EEM studies), variable effluent dilution, the modifying effects of the receiving environment on effluent toxicity, and a large number of other abiotic and biotic modifying factors (see Marcus and McDonald 1992, Clements and Kiffney 1996, Chapman 2000 for further discussion).

Colorado REMAP Studies

In 1993 and 1994, U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) conducted a Regional Environmental Monitoring and Assessment Program (REMAP) survey on wadeable streams in Colorado's (USA) Southern Rockies Ecoregion (Griffith et al., 2004). The surveys collected data on fish and macroinvertebrate assemblages, physical habitat, and sediment and water chemistry and toxicity. The authors measured toxicity of surface waters at 73 locations using 48-h *Pimephales promelas* and *Ceriodaphnia dubia* lethality tests. Stations were classified as affected or not on the basis of water quality (exceeding dissolved metals criteria or not), and toxicity test results (i.e., more toxic than controls or not). Many metrics of macroinvertebrate and fish community composition were statistically significantly different (based on analysis of variance) between sites classified as having toxic or non-toxic surface waters. The study was conducted in a region that had been subject to pressures from mining operations for several years. Historical contamination, therefore, confounded the interpretation the association between toxicity and biological effects.

11 Summary and Recommendations

Summary of findings

Section 2.0 described some recommended approaches to developing the burden of evidence that one indicator can be reliably used to predict the condition of another. Many of the papers reviewed in Sections 3.0 above either did not adequately describe ecological condition, did not collect synoptic samples across a gradient of conditions, or did not have enough synoptic observations with which to test for associations between sublethal toxicity endpoints and receiving-environment biological endpoints. For those studies with enough data, appropriate statistical tools generally were not used. Where the data were adequate and statistical methods were appropriate studies generally reported mixed results. All but one of the studies used observational data from areas that had been previously impacted by effluents or other wastes. The presence of historical contamination confounds the conclusions related to the nature of the association between sublethal toxicity and receiving-environment biological effects. Therefore, interpretation of correlations was confounded for most of the studies. In spite of this, there were three general conditions when sublethal toxicity tended to co-occur with receiving-environment biological effects.

Condition 1: Sublethal toxicity and ecological effects co-occurred more frequently when effluent comprised a relatively large fraction of the total receiving-environment flow volume (i.e., > 20% or so, Diamond and Daley, 2000), and less frequently when effluent volumes were a smaller fraction of the receiving-water volume (see also Eagleson et al., 1990).

Condition 2: Sublethal toxicity and ecological effects co-occurred more frequently when sublethal tests were conducted using ambient receiving water. Ambient-environment tests take into account mixing and any changes in toxicity associated with alterations in chemistry of the final effluent (i.e., pH, suspended solids).

Environment Canada has published numerous multi-application methods for testing acute and sublethal toxicity in aquatic test samples (e.g., EPS 1/RM/9 (acute lethality to rainbow trout); EPS 1/RM/11 (acute lethality to *Daphnia spp*.); EPS 1/RM/21 (sublethal toxicity to *Ceriodaphnia*); EPS 1/RM/22 (sublethal toxicity to fathead minnow); EPS 1/RM/25 (sublethal toxicity to algae); and EPS 1/RM/28 (sublethal toxicity to early life stages of rainbow trout). These more generic test methods allow the use of receiving water as control/dilution water in testing and have specific chapters that provide direction on the direct testing of effluent-impacted receiving waters. There are two other Environment Canada acute lethality method documents cited in the MMER (and PPER) but these methods are used specifically for effluent compliance testing (EPS 1/RM/13 – rainbow trout Reference Method and EPS 1/RM/14 – *Daphnia magna* Reference Method) and are not used in the EEM programs. These more specific Reference methods are used for pass or fail compliance monitoring and require the use of laboratory dilution water (i.e., reconstituted water, groundwater, or dechlorinated tap water).

As the EEM sublethal toxicity tests are not used as compliance tests in MMER or PPER regulations, these more multi-purpose methods can be used to monitor effluents directly (as currently in the EEM program) or to monitor receiving waters that have been impacted by the effluent discharged from an industrial site (i.e., within the effluent mixing zone, typically the near field area).

Condition 3: Sublethal toxicity co-occurred more frequently with receiving-environment effects when multiple effluent samples are tested and averaged. Diamond and Daley (2000) found that a single sublethal test is not a good predictor of potential receiving-environment impairment since one test cannot characterize the degree of variability in effluent quality.

Recommendations for data analysis

There is presently inadequate data to demonstrate that sublethal toxicity tests are predictive of receiving-environment effects. Sublethal toxicity at the end-of-pipe often co-occurs with receiving-environment biological effects, but mainly when effluents dominate the receiving environment. Where effects co-occur, there tend to be inconsistencies in the endpoints that correlate. All but one of the studies that evaluated the relationship between sublethal toxicity and receiving-environment effects were observational studies conducted on receiving environments that had historical impacts that confounded the interpretation of correlation. A more valid assessment of the correspondence between sublethal toxicity tests and receiving-environment effects could be accomplished through observational studies if the data were collected at locations where there is no historical contamination. The data analytical approaches described below would be suitable, assuming that the data are from sites with no historical contamination. The data analytical approaches described below could also be used to analyze the existing data available through the metal mining EEM program, though with the understanding that any conclusions related to concordance between sublethal and receiving-environment effects could be limited because of the confounding effects of historical contamination.

As from Section 2.0, an evaluation of the nature and strength of associations between toxicological and biological data is required, as is an assessment of toxicological data to reliably declare biological measures to be impaired or not. The multivariate nature of sublethal toxicity testing data within the federal metal-mining EEM program, and the multivariate nature of the ecological responses requires a consideration of multivariate techniques for assessing correlations. In the Canadian EEM programs, the sublethal endpoints are represented by growth and reproduction of various taxa. The responses are the concentration of effluents causing a 25% reduction in growth and reproduction relative to a control group. The ecological endpoints are represented by the fish population survey and a survey of benthic macroinvertebrates.

The invertebrate community survey produces counts of various species in both reference and exposure areas. Those data are used to estimate key response variables (total abundance, and number of taxa – number of families). The technical guidance documents for the metal-mining and pulp and paper EEM programs recommend calculating “effect sizes” for measures of

benthic community composition (i.e., abundance, richness) that are expressed relative to the background variability (i.e., the standard deviation, either estimated from the reference area, or estimated from a pooled estimate from reference and exposure areas). That re-expression of effect sizes is just like a signal-to-noise ratio, and is a commonly used approach to quantify the magnitude of effects. Effect sizes calculated in this way from any site can be compared to the effect sizes compared from any other site, despite differences in receiving-environment type, sampling methods, taxonomy, etc. Effect sizes for abundance and richness can be directly compared with observed effects in the sublethal toxicity tests. A canonical correlation would be the appropriate approach for evaluating both the strength and nature of the association. Alternatively, a multivariate discriminant analysis could be used if the benthic effect sizes could be used to categorize effects as unimpaired (e.g., effects < 2 SDs) and impaired (effects > 2SDs). The resulting discriminant model is the categorical analogue to canonical correlation used for regression questions. Both canonical correlation and discriminant analysis are useful for illustrating which of the toxicological endpoints vary with the benthic community endpoints or impairment classification. One could take the further step of using the discriminant model to predict the impairment class of the benthic community for future cases. The use of parametric canonical correlation and discriminant analysis has assumptions including multivariate normality and homogeneity of variances and covariances. Appropriate transformations of response and predictor variables, and the use of somewhat independent (uncorrelated) predictor variables will ensure more valid multivariate analysis. Violation of assumptions (which generally always occurs) is less worrisome with larger datasets (Green, 1979) typically associated with EEM analyses (Lowell et al., 2003; Walker et al., 2005).

The fish survey produces weights (liver, gonad, body), lengths (total, standard, fork), and age data for generally two species of fish, two genders, from each of two areas (reference and exposure). With normally two species, two genders and five response endpoints, there are up to 20 total endpoints that comprise the results of an EEM fish survey. Assuming a single species and gender, there are only five responses that are measured synoptically with sublethal tests at a mine. As per Walker et al. (2005), the percent difference in each of the fish population endpoints relative to fish from a reference area would be a rational transformation of the data in order to examine correlations with the toxicological data. Canonical correlation would be the appropriate approach to evaluate the strength and nature of the toxicology-biology relationship, while a discriminant model would be useful for assessing classification frequencies (as above for the benthic endpoints).

A lack of correlation between sublethal and receiving-environment biological endpoints, as observed by Walker et al. (2005), might reflect differences in effluent concentrations in the receiving environment. Oddly, few of the studies in Section 3.0 considered the influence of effluent concentration on the sublethal-biology correlation. The influence of the effluent concentration should be factored out, either through a tool like stepwise-multiple regression (see Stanfield and Kilgour, 2006, for an example with receiving-environment-type data).

As described by Swets (1988) and Murtaugh (1996), and as described in Section 2.0 above (see also Figure 1), some analysis of the frequency of making correct and incorrect predictions about the condition of biological endpoints must be made. This analysis requires that we define, *a priori*, the magnitude of changes in receiving-environment biological endpoints that we deem

important. The federal EEM programs have previously defined critical effect sizes (Environment Canada, 2005; Kilgour et al., 2005, Kilgour et al., 2006) that should be adopted for this exercise. Criteria for the sublethal endpoints also need to be specified, preferably *a priori*, potentially something like an EC25. Alternatively, inspection of biplots of sublethal vs receiving-water biological endpoints may suggest sublethal cutoffs that provide reasonable classification frequencies. Kilgour (1997), for example, used fitted regressions between predictor (benthos) and dependant (fish) variables to determine the likelihood of making correct statements about the impairment status of fish communities using benthic communities, and chose as the cutoff for the predictor variable the value that coincided (along the regression line) with the critical value for the fish community. An understanding of the true-positive (TP), true-negative (TN), false-negative (FN), and false-positive (FP) frequencies is necessary in order to fully understand the contribution that sublethal tests could potentially make to effluent management programs. These classification frequencies could be constructed using a canonical correlation/canonical variates analysis, but the mathematics would be difficult to communicate to lay practitioners. It would be more sensible to calculate the classification frequencies for bivariate combinations of sublethal and biological endpoints (as per Walker et al., 2005).

12 Opinion on Using Sublethal Tests in EEM

Goals of EEM in relation to sublethal toxicity testing

Sublethal toxicity testing can be justified as a component of EEM programs a variety of ways, depending on the objectives of the monitoring program. Environment Canada developed the EEM program to characterize the condition of biological resources within aquatic environments receiving effluents from mines. The stated objective of EEM is to "evaluate the effects of liquid mine effluents on the condition of fish, fish habitat and the use of fisheries resources" (Walker et al., 2003; Environment Canada, 2005). Ultimately, Environment Canada is attempting to ensure healthy aquatic ecosystems with unimpaired human uses, as well as diverse and functioning aquatic ecosystems (see Kilgour et al., 2005). Unimpaired human uses are determined directly through analysis of fish tissues for contaminants of anticipated concern. The diversity and functioning of aquatic ecosystems is ensured when the dominant trophic levels (fish) are healthy and are characteristic of what would normally be found in unimpaired reference conditions (Kilgour et al., 2005). It is not always possible to directly or quickly quantify fish communities, or other higher trophic levels. In some cases there is a recognized desire to have an early warning of potential long-term problems, and not monitor the trophic level we are protecting (i.e., fish, see Kilgour et al., 2005), because impacts could be irreversible by the time we detect them. Therefore, other components of the aquatic environment such as sentinel fish populations and benthos are usually monitored because they are believed to be predictive of effects on fish. Within this approach there is also an implied willingness to accept some amount of change in early-warning indicators such as sentinel fish population or the benthic community (Kilgour et al., 2005, 2006).

Early warning of potential impacts

One of the potential uses of sublethal toxicity testing is to provide an early marker of developing effects in the receiving environment. Within this context, the Canadian EEM programs for pulp and paper, mining, and now the municipal wastewater sectors have endpoints that could be considered as providing this early-warning indication. For example, sentinel fish population endpoints and indices of benthic community composition are considered early-warning indicators (as per Cairns et al., 1993; Kilgour et al., 2005). Effects on indices of benthic community composition that deviate from the mean reference response by more than ±2 standard deviations are considered a "warning" of the potential for other effects requiring further monitoring. Effects smaller than that are acceptable. Benthic community studies do not elicit a real concern unless effects are large (> 2 SDs) and get larger over time (either spatially or in terms of effect size), or when the community is dominated by one or a few species that are known to be very tolerant to extremely degraded conditions (e.g., *Tubifex* worms in freshwater, or the polychaete *Capitella* in saltwater; Kilgour et al., 2005). These very large effects are considered important because they tend to co-occur with impaired fish communities (Yoder and Rankin, 1995; Kilgour, 1997). Similarly, differences in gonad size, liver size or growth between

reference fish and fish exposed to an effluent of < 25% are considered acceptable, while effects larger are considered "warning" of potential degradation requiring continued monitoring. Effects that get larger over time, either in terms of effect size or geographic extent are considered unacceptable because they indicate the receiving environment cannot assimilate the inputs. Growth, energy storage and energy utilization tend to be affected in populations where the fish community has been altered through overfishing, recruitment failure, stocking programs, or the invasion of habitat by non-native species (e.g., Munkittrick and Dixon, 1989a,b). Indicators of growth, energy storage and energy use can, therefore, be used to predict when the fish community has been altered from its normal composition (Munkittrick and Dixon, 1989a,b; Gibbons et al., 2004; Kilgour et al., 2005).

longer term perspective on the outcomes of EEM Monitoring

Data from the federal EEM program will be used to determine if the existing Metal-Mining Effluent Regulations (MMER) are protective of the environment. Data will be collected over several years through many "cycles", after which a burden of evidence of the protectiveness of the effluent regulations will be determined. The principal data used to determine if there were effects, and to determine if the receiving environments were protected, will be sentinel fish population parameters and indices of benthic community composition. Conclusions of the condition of the receiving environments can be made in the absence of sublethal toxicity tests. Sites that continue to show a lack of receiving-environment effects year-after-year would be used as evidence that the effluent regulation has been protective, and sublethal toxicity studies would be unnecessary. Sites that show effects on fish and benthos, would provide evidence that the environment had not been protected and that the environmental damage had occurred. In this case sublethal toxicity testing would be unnecessary for making that conclusion however, it is conceptually possible that sublethal test could have provided an early indication that damage was occurring. Sites that produced effects would trigger the investigation of cause phase of EEM, which would include a variety of studies. The sublethal toxicity information can be used as part of the burden of evidence that effects are effluent related. Sublethal toxicity tests could be used to demonstrate, for example, that effluent is non-toxic, supporting a conclusion that observed receiving-environment effects are potentially due to other inputs and/or historical contamination. Sublethal toxicity tests can also be used to identify specific effluent processes causing effects (Hewitt et al., 2005).

Broader considerations on sublethal toxicity testing and EEM

The federal EEM program could be considered an inefficient effluent management tool because the overall feedback time, through revision of the MMER's, takes a long time (upwards of a 20-y process). Where there is a desire to manage effluents more proactively, tests are required that provide rapid response. Sublethal tests can provide very rapid response, whereas field studies tend to require more time. As a monitoring tool, end-of-pipe effluent toxicity tests (lethal, sublethal) provide a biological measure of variations in effluent quality. Small and large process changes, differences in ore-body chemistry, start-up, shut-down, etc., can all influence end-of-pipe toxicity. End-of-pipe toxicity tests give an immediate measure, and provide an opportunity to prevent continued discharge if the risks of a receiving-environment impact are considered

high. Most international approaches to the management of risks associated with discharge of liquid effluents require dischargers to conduct toxicity testing at the end of pipe (normally acute lethality testing), while only a few require dischargers to conduct in-stream biological monitoring (Kilgour et al., 2003). The EEM program in Canada is unique in requiring acute and sublethal toxicity testing, as well as receiving-environment biological studies (Power and Boumphrey, 2004). NPDES permits in the USA generally specify limits on water quality and for acute and chronic whole-effluent tests (Hudiburgh, 1995; Power and Boumphrey, 2004) with receiving-environment biological studies generally carried out by state government agencies. Sublethal toxicity tests are currently used as part of Water-Effects-Ratio (WER) studies to determine the effects of local surface water quality on the toxicity of effluent-related substances and the concentrations of substances that pose risks to aquatic biota (CCME, 2003).

Sublethal toxicity tests could be used as a measure of effluent quality that was predictive of effects in the receiving environment **if the sublethal endpoint reliably predicts a receiving-environment effect**. If that assumption is valid, then the sublethal toxicity test would make a useful contribution to EEM **if a reliable prediction of receiving-environment effects can be made in less time and with less effort and resources than is required for a valid field study**.

In consideration of the above, the frequencies of testing and the turn-around time for results should also be part of the considerations. If frequent enough, sublethal testing permits real-time assessment of process changes, interruptions or perturbations in treatment systems. Ecological studies do not lend themselves to this type of study since the outcome remains unknown until an effect is observed (or not). On the other hand, short-term interruptions or perturbations, etc may not produce long-term impacts downstream.

Despite meeting the above assumptions, sublethal toxicity tests represent “snapshots” in time taken in a laboratory context. Sublethal toxicity studies are also unable to detect/address impacts associated with sediment quality, genotoxicity, bioaccumulation, dietary toxicity, trophic transfer of contaminants, and enrichment (Black et al., 1996). Therefore, the relevance of sublethal toxicity tests as a routine effluent monitoring tool will be questioned. Attempts to mimic the natural environment will only be seen as exactly that. Unless (perhaps even with) validated linkages between sublethal toxicity test endpoints and receiving environment impacts, a lack of confidence will likely generally lead proponents to conducting field studies in order to confirm effects on field-based early-warning indicators and prior to effluent management (Black et al., 1996; Lowell et al., 2000; Suter et al., 2002; Chapman and Anderson, 2005).

13 Literature Cited

Amman, L.P., W.J. Birge, K.L. Dickson, P.B. Dorn, M.E. LeBlanc, D.I. Mount, B.R. Parkhurst, H.R. Preston, S.C. Schimmel, A. Spacie and G.B. Thursby. 1999. Predicting instream effects from WET tests, Discussion Synopsis. In, D.R. Grothe, K.L. Dickson and D.K. Reed-Judkins (eds), Whole Effluent Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts. SETAC Press, Pensacola.

Anderson, B.S., J.W. Hunt, B.M. Phillips, P.A. Nicely, K.D. Gibert, V. De Vlaming, V. Connor, N. Richard and R.S. Tjeerdema. 2003. Ecotoxicological impacts of agricultural drain water in the Salinas River, California, USA. Environmental Toxicology and Chemistry, 22:2375-2384.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder and J.B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. Second Edition. EPA 841-B-99-002.

Beak and Golder (Beak International and Golder Associates). 1998. Summary and cost effectiveness evaluation of aquatic effects monitoring technologies applied in the 1997 AETE field evaluation program. Beak Reference 20776.1.

Beak International Incorporated. 1998. 1997 Field Program Final Report, Heath Steele Site, New Brunswick. Report prepared for Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE) Program, Canada Centre for Mineral and Energy Technology (CANMET), Natural Resources Canada. AETE Project 4.1.3.

Birge, M.T., H.A. Black and T.M. Short. 1989. A comparative ecological and toxicological investigation of a secondary waste-water treatment plant effluent and its receiving stream. Environmental Toxicology and Chemistry, 8:437-450.

Black, J.A., D.T. Burton, G.M. DeGraeve, M.A. Heber, N.E. LeBlanc and M.C. Lewis. 1996. Session 7, Workshop Summary and Conclusions, Chapter 11 in D.R. Grothe, K.L. Dickson and D.K. Reed-Judkins (eds), Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts. SETAC Press, Pensacola.

Borgman, A.I., M.J. Moody and R.P. Scroggins. 2004. The lab-to-field (LTF) rating scheme: a new method of investigating the relationships between laboratory sublethal toxicity tests and field measurements in environmental effects monitoring studies. Human and Ecological Risk Assessment, 10:683-707.

Cairns, J. Jr. 1983. Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? Hydrobiologia, 100:47-57

Cairns, J. Jr. 1988. Should regulatory criteria and standards be based on multispecies evidence? Environmental Professional, 10:157-165.

Cairns, J. Jr., P.V. McCormick and B.R. Niederlehner. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. Hydrobiologia, 263:1-44.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2003. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, pages 83 to 87, 142 to 144.

Chapman PM. 2000. Whole effluent toxicity testing – usefulness, level of protection and risk assessment. Environmental Toxicology and Chemistry, 19:3–13.

Chapman, P.M. 2002. Whole effluent toxicity testing -usefulness, level of protection, and risk assessment. Environmental Toxicology and Chemistry, 19:3-13.

Chapman, P.M., and J. Anderson. 2005. A decision-making framework for sediment contamination. Integrated Environmental Assessment and Management, 1:163-173.

Clements, W.H. and P.M. Kiffney. 1994. Integrated laboratory and field approach for assessing impacts of heavy metals at the Arkansas River, Colorado. Environmental Toxicology and Chemistry, 13:397-404.

Diamond, J. and C. Daley. 2000. What is the relationship between whole effluent toxicity and instream biological condition? Environmental Toxicology and Chemistry, 19:158-168.

Dickson, K.L., W.T. Waller, J.H. Kennedy and L.P. Ammann. 1992. Assessing the relationship between ambient toxicity and instream biological response. Environmental Toxicology and Chemistry 11:1307-1322.

Dickson, K.L., W.T. Waller, J.H. Kennedy, W.R. Arnold, et al. 1989. A water quality and ecological survey of the Trinity River, Volumes I and II. Final Report. City of Dallas Water Utilities, Dallas, TX.

Eagleson, K.W., D.L. Lenat, L.W. Ausley and F.B. Winborne. 1990. Comparison of measured instream biological responses with responses predicted using the *Ceriodaphnia dubia* chronic toxicity test. Environmental Toxicology and Chemistry, 9:1019-1028.

Environment Canada. 2002. Metal mining guidance document for aquatic environmental effects monitoring. Environment Canada, Gatineau, QC.

Gibbons, W.N. and K.R. Munkittrick. 1994. A sentinel monitoring framework for identifying fish population responses to industrial discharges. Journal of Aquatic Ecosystem Health, 3:227-237.

Girling, A.E., A.M. Riddle, G.M. Mitchell, P.K. Chown, D. Tinsley, C. Buckler, I. Johnson and R. Benstead. 2004. Estimating spatial patterns of effluent exposure concentrations in direct toxicity assessment studies. Ecotoxicology, 13:449-461.

Green, R.H. 1979. Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists. John Wiley, New York.

Griffith, M.B., J.M. Lazorchak and A.T. Herlihy. 2004. Relationships among exceedances of metals criteria, the results of ambient bioassays, and community metrics in mining-impacted streams. Environmental Toxicology and Chemistry, 23:1786-1795.

Hartwell, S.I., C.E. Dawson, E.Q. Durell, R.W. Alden, P.C. Adolphson, D.A. Wright,G.M. Coelho, J.A. Magee, S. Ailstock And M. Norman. 1997. Correlation of measures of ambient toxicity and fish community diversity in Chesapeake Bay, USA tributaries - urbanizing watersheds. Environmental Toxicology and Chemistry, 16:2556–2567.

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

Hickey, C.W. and W.H. Clements. 1998. Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in New Zealand streams. Environmental Toxicology and Chemistry, 17:2338-2346.

Hudiburgh, G.W. Jr. 1995. The Clean Water Act. In, G.M. Rand (ed), *Fundamentals of Aquatic Toxicology, Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment*. 2nd edition.

Kennedy, A.J., D.S. Cherry and R.J. Currie. 2003. Field and laboratory assessment of a coal processing effluent in the Leading Creek Watershed, Meigs County, Ohio. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 44:324-331.

Kilgour, B.W. 1997. Fish-benthos correlations and effects on benthos that reflect significant effects on fish communities in southern Ontario streams. PhD thesis, University of Waterloo, Waterloo, Ontario. 190 pp.

Kilgour, B.W., D.G. Dixon and R.P. Lanno. 2003. Recommended framework to Integrate environmental quality objectives for aquatic environments. Jacques Whitford Environment Limited Project No. ONO50483 prepared for Environment Canada, Gatineau, QC.

Kilgour, B.W., M.G. Dubé, K. Hedley, C.B. Portt and K.R. Munkittrick. 2006. Aquatic environmental effects monitoring guidance for environmental assessment practitioners. Environmental Monitoring and Assessment.

Kilgour, B.W., K.R. Munkittrick, C.B. Portt, K. Hedley, J. Culp, S. Dixit, G. Pastershank. 2005. Biological criteria for municipal wastewater effluent monitoring programs. Water Quality Research Journal of Canada, 40:374-387.

Stanfield, L.W. and B.W. Kilgour. 2006. Effects of Percent Impervious Cover on Fish and Benthos Assemblages and In-Stream Habitats in Lake Ontario Tributaries. In, R. M. Hughes, L.

Wang, and P. W. Seelbach (eds). Influences of landscape on stream habitats and biological assemblages. American Fisheries Society, Symposium 48: 577-599, Bethesda, Maryland.

Lapoint,T.W. and W.T. Waller. 2000. Field assessment in conjunction with whole effluent toxicity testing. Environmental Toxicology and Chemistry, 19:14-24.

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

Lowell, R.B., S.C. Ribey, I.K. Ellis, E.L. Porter, J.M. Culp, L.C. Grapentine, M.E. McMaster, K.R. Munkittrick and R.P. Scroggins. 2003. National assessment of the pulp and paper environmental effects monitoring data. National Water Research Institute, NWRI Contribution No. 03-521.

Maltby, L., S.A. Clayton, H. Yu, N. McLoughlin, R.M. Wood and D. Yin. 2000. Using single-species toxicity tests, community-level responses, and toxicity identification evaluations to investigate effluent impacts. Environmental Toxicology and Chemistry, 19:151-157.

Maltby, L. and G.A. Burton. 2006. Field-based effects measures. Environmental Toxicology and Chemistry, 25:2261-2262.

Marcus, M.D. and L.L. McDonald. 1992. Evaluating the statistical bases for relating receiving water impacts to effluent and ambient toxicities. Environmental Toxicology and Chemistry, 11:1389-1402.

McWilliam, P.A. and D.J. Baird. 2002. Application of postexposure feeding depression bioassays with *Daphnia magna* for assessment of toxic effluents in rivers. Environmental Toxicology and Chemistry, 21:1462-1468.

Moody, M. 2002. Assessment of relationship between laboratory sublethal toxicity and field measurements through the review of the Ontario Region Environmental Effects Monitoring (EEM) studies. Saskatchewan Research Council, Environment Branch, Saskatoon. SRC Publication No. 11415-1E01.

Mount, D.I. and T.J. Norberg-King (eds). 1985. Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Scippo Creek, Circleville, Ohio. Duluth MN. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, EPA600/3-85/044.

Mount, D.I. and T.J. Norberg-King (eds). 1986. Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Kanawha River, Charleston, West Virginia. Duluth MN. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, EPA600/3-86/006.

Mount, D.I., A.E. Steen, T.J. Norberg-King (eds). 1985. Validity of effluent and ambient toxicity testing for predicting biological impact on Five Mile Creek, Birmingham, Alabama. Duluth MN: USEPA Office of Research and Development. EPA/600/8-85/015.

Mount, D.I., N.A. Thomas, T.J. Norberg, M.T. Barbour, T.H. Roush and W.F. Brandes. 1984. Effluent and ambient toxicity testing and instream community response on the Ottawa River, Lima, Ohio. Duluth MN: US Environmental protection Agency, Office of Research and Development. EPA-600/3-84-080.

Mount, D.I., T.J. Norberg-King, and A.E. Steen (eds). 1986a. Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Naugatuck River, Waterbury, Connecticut. Duluth MN. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, EPA600/8-86/005.

Mount, D.I., A.E. Steen, T.J. and Norberg-King, (eds). 1986b. Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Ohio River, near Wheeling, West Virginia. Duluth MN. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, EPA600/3-85/071.

Mount, D.I., A.E. Steen, T.J. and Norberg-King, (eds). 1986c. Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Back River, Baltimore harbor, Maryland. Duluth MN. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, EPA600/8-86/001.

Munkittrick, K.R. and D.G. Dixon. 1989a. An holistic approach to ecosystem health assessment using fish population characteristics. Hydrobiologia 188/189: 122-135.

Munkittrick, K.R. and D.G. Dixon. 1989b. Use of white sucker (*Catostomus commersoni*) populations to assess the health of aquatic ecosystems exposed to low-level contaminant stress. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46: 1455-1462.

Murtaugh, P.A. 1996. The statistical evaluation of ecological indicators. Ecological Applications, 6:132-139.

Nimmo, D.R., M.H. Dodson, P.H. Davies, J.C. Green, M.A. Kerr. 1990. Three studies using *Ceriodaphnia* to detect nonpoint sources of metals from mine drainage. Research Journal of the Water Pollution Control Federation, 62:7-15.

Norberg-King, T.J, and D.I. Mount. 1986. Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Skeleton Creek, Enid, Olkahoma. Duluth MN: US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. EPA/600/8-86/002.

Parkhurst, B.R. 1996. Discussion-Initiation Paper 10.2, Predicting Receiving System Impacts from Effluent Toxicity. In, Grothe, D.R., K.L. Dickson and D.K. Reed-Judkins (eds), Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts. SETAC Press, Pensacola.

Power, E.A. and R.S. Boumphrey. 2004. International trends in bioassay use for effluent management. Ecotoxicology, 13:377-398.

Sarakinos, H.C. and J.B. Rasmussen. 1998. Use of bioassay-based whole effluent toxicity (WET) tests to predict benthic community response to a complex industrial effluent. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery, 6: 141–157

Sarazin-Delay, C.L. Benthic Invertebrate Community Survey using the Reference Condition Approach for INCO Ltd. Cooperative Freshwater Ecology Unit, Laurentian University, Sudbury. Report.

Scroggins, .R., G. van Aggelen and J. Schroeder. 2002a. Monitoring sublethal toxicity in effluent under the metal mining EEM program. Water Quality Research Journal of Canada, 37:279-294.

Scroggins, R.P., J.A. Miller and A.I. Borgmann and J.B. Sprague. 2002b. Sublethal toxicity findings by the pulp and paper industry for cycles 1 and 2 of the Environmental Effects Monitoring program. Water Quality Research Journal of Canada, 37:21-48.

Scroggins, R.P., A.I. Borgmann, J.A. Miller and M.J. Moody. 2005. Strategies for monitoring environmental effects of industrial effluents, In, C. Blaise and J.-F. Ferard (eds), Small-Scale Freshwater Toxicity Investigations, Vol. 2, 139-167.

Soucek, D.J., T.S. Schmidt and D.S. Cherry. 2001. In situ studies with Asian clams (*Corbicula fluminea*) detect acid mine drainage and nutrient inputs in low-order streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58:602-608.

Sprague, J.B. 1997. Review of methods for sublethal aquatic toxicity tests relevant to the Canadian metal-mining industry. Sponsored by: Canada Centre for Mineral and Energy Technology and the Mining Association of Canada on behalf of the Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE) Program.

Suter, G.W. II, S.B. Norton and S.M. Cormier. 2002. A methodology for inferring the causes of observed impairments in aquatic ecosystems. Environmental Toxicology and Chemistry, 21:1101-1111.

Swets, J.A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. Science, 240:1285-1293.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1999. A review of single species toxicity tests: are the tests reliable predictors of aquatic ecosystem community responses? Office of Research and Development, Washington. EPA/600/R-97/114.

Walker, S.L., R.B. Lowell and J.P. Sherry. 2005. Preliminary analysis of pulp and paper environmental effects monitoring data to assess possible relationships between the sublethal toxicity of effluent and effects on biota in the field. Water Quality Research Journal of Canada, 40:251-260.

Walker, S.L., S.C. Ribey, L. Trudel and E. Porter. 2003. Canadian Environmental Effects Monitoring: experiences with pulp and paper and metal mining regulatory programs. Environmental Monitoring and Assessment, 88:311-326.

Waller, W.T., L.P. Ammann, W.J. Birge, K.L. Dickson, P.B. Dorn, N.E. LeBlanc, D.I. Mount, B.R. Parkhurst, H.R. Preston, S.C. Schimmel, A. Spacie and G.B. Thursby. 1996. Predicting instream effects from WET tests. In, D.R. Grothe, K.L. Dickson and D.K. Reed-Judkins (eds), Whole Effluent Toxicity Testing: an evaluation of methods and prediction of receiving system impacts. SETAC Press, Pensacola.

Yoder, C.O. and E.T. Rankin. 1995. Biological criteria program development and implementation in Ohio. In, W.S. Davis and T.P. Simon (eds), Biological Assessment and Criteria, Tools for Water Resource Planning and Decision Making. Lewis Publishers, Boca Raton.

Zar, J.H. 1984. Biostatistical Analysis, Second Edition. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.