



Environnement
Canada

Environment
Canada

Canada

Évaluation nationale des données des études de suivi des effets sur l'environnement des fabriques de pâtes et papiers : Résultats des cycles 1 à 3



R.B. Lowell, B. Ring, G. Pastershank, S. Walker, L. Trudel et K. Hedley



Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE No. 5

Pour obtenir d'autres exemplaires :

Bureau national des ESEE
351, boul. Saint-Joseph, 8^e étage
Place Vincent-Massey
Gatineau (Québec)
K1A 0H3
Tél. : (819) 997-1535
EEM-ESEE@ec.gc.ca

ou Direction de la liaison scientifique
Institut national de recherche sur les eaux
Environnement Canada
867, chemin Lakeshore, C.P. 5050
Burlington (Ontario) L7R 4A6
nwriscience.liaison@ec.gc.ca

Pour voir une version html ou télécharger le document en format pdf, aller sur le site de l'INRE :
<http://www.nwri.ca>

Catalogage avant publication de Bibliothèque et Archives Canada

Vedette principale au titre :

Évaluation nationale des données des études de suivi des effets sur l'environnement des fabriques
de pâtes et papiers : résultats des cycles 1 à 3

(Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE, ISSN 1499-5913 ; no 5)

Publ. aussi en anglais sous le titre : National assessment of pulp and paper environmental effects
monitoring data, findings from cycles 1 through 3.

ISBN 0-662-79782-5

No de cat. En40-237/5-2005F

1. Pâtes et papier – Industrie – Déchets – Élimination – Aspect de l'environnement – Canada.
 2. Eaux usées – Qualité – Canada.
 3. Poissons – Effet de la pollution de l'eau sur les – Canada.
 4. Faune benthique – Effet de la pollution de l'eau sur les – Canada.
 5. Eaux – Qualité – Essais biologiques – Canada.
- I. Lowell, Richard Bruce, 1956- .
II. Institut national de recherche sur les eaux (Canada).
III. Coll.

TD195.P37N37 2005

676'.042'0971

C2005-980118-2

Internet (PDF) :

ISBN 0-662-79783-3

No de cat. En40-237/5-2005F-PDF

Internet (HTML) :

ISBN 0-662-79784-1

No de cat. En40-237/5-2005F-HTML

Ce rapport peut être cité comme suit :

Lowell, R.B., B. Ring, G. Pastershank, S. Walker, L. Trudel et K. Hedley. 2005. Évaluation nationale des
données des études de suivi des effets sur l'environnement des fabriques de pâtes et papiers : Résultats des
cycles 1 à 3. Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ontario. Série de rapports d'évaluation
scientifique de l'INRE n° 5. 44 p.

Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE

L'Institut national de recherche sur les eaux

L'Institut national de recherche sur les eaux d'Environnement Canada est le plus important établissement de recherche sur les eaux douces au Canada. Il compte cinq composantes au pays : le Centre canadien des eaux intérieures, à Burlington (Ontario), le Centre national de recherche en hydrologie, à Saskatoon (Saskatchewan), et trois centres à Gatineau (Québec), Fredericton (Nouveau-Brunswick) et Victoria (Colombie-Britannique). L'INRE mène des activités dans toutes les régions du Canada ainsi qu'à l'étranger, dans le but de protéger nos ressources en eau et d'en maintenir la qualité et les quantités.

La Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE

Au nom du gouvernement du Canada, l'INRE dirige des évaluations scientifiques des questions prioritaires liées aux eaux douces au pays, et en publie les résultats. Généralement, les rapports d'évaluation sont rédigés par des spécialistes de l'INRE, d'administrations gouvernementales, d'universités et de l'industrie. Ils font le point sur les connaissances scientifiques, sur les tendances et sur les besoins en matière d'information et de programmes. Ces documents, qui font autorité, ont pour objet d'aider les décideurs, les gestionnaires des ressources et les chercheurs dans le domaine des sciences de l'eau à établir des priorités en matière de recherche et à élaborer des politiques et des pratiques de gestion judicieuses.

Ce rapport, et les rapports précédents de cette série, sont accessibles à www.nwri.ca

N° 1 – Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada (2001)

N° 2 – Évaluation nationale des données des études de suivi des effets sur l'environnement des fabriques de pâtes et papiers (2003)

N° 3 – Menaces pour la disponibilité de l'eau au Canada (2004)

N° 4 – Dix ans de recherches sur les effets environnementaux des effluents des fabriques de pâtes et papiers au Canada (1992-2002) (2004)

Remerciements

Nous aimerions remercier particulièrement les personnes suivantes, qui ont examiné différentes versions du présent rapport et qui nous ont fait des suggestions d'améliorations pour les prochaines évaluations des données d'ESEE : Peter Chapman (EVS Environment Consultants, Vancouver), Susan Jobling (Beyond the Basics Ltd., Royaume-Uni), Kelly Munkittrick (Université du Nouveau-Brunswick, Saint-Jean), Keith Somers (Dorset Environmental Science Centre, Ontario), Nardia Ali et Wesley Plant (Environnement Canada, région de l'Ontario), et Raymond Chabot et Isabelle Matteau (Environnement Canada, région du Québec). Nous remercions également les membres de l'équipe nationale et du comité scientifique des ESEE pour leurs commentaires, leurs renseignements et leurs points de vue. Les analyses approfondies résumées ici ont bénéficié de l'aide experte de Gilles Champagne (Environnement Canada, Gatineau) et d'Isaac Wong (Environnement Canada, Burlington). Nous remercions aussi Sylvie Desjardins (Environnement Canada, Gatineau) et Marla Sheffer (Ottawa), qui nous ont aidés à éditer le présent rapport.

Résumé analytique

Aux termes de la *Loi sur les pêches*, les usines canadiennes de pâtes et papiers sont tenues de réaliser des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) afin d'évaluer les effets potentiels de leurs effluents. Le présent rapport présente les résultats de l'évaluation nationale des données des ESEE recueillies dans les milieux récepteurs des usines canadiennes de pâtes et papiers pendant les cycles 1 à 3 (entre 1992 et 2004) et plus particulièrement pendant les quatre dernières années (cycle 3). Les études de terrain sur les poissons et les invertébrés benthiques exposés aux effluents montrent, pour la plupart, un haut niveau de cohérence pendant les deux derniers cycles de collecte des données. La répartition nationale des réponses moyennes des poissons pendant les cycles 2 et 3 révèle une réponse typiquement associée à un enrichissement en éléments nutritifs doublée d'une perturbation métabolique. En effet, les poissons exposés montrent des signes très clairs d'une augmentation de la disponibilité de la nourriture ou d'un accroissement de l'absorption des aliments (poissons plus gras, croissance plus rapide, foie plus gros) ainsi que d'une perturbation de l'allocation des ressources à la reproduction (gonades plus petites). La réponse nationale moyenne des communautés d'invertébrés benthiques pendant les cycles 2 et 3 indique une eutrophisation plus ou moins prononcée selon le type d'habitat. Plus précisément, les communautés d'invertébrés benthiques exposées aux effluents des usines de pâte sont généralement plus abondantes et montrent une richesse taxonomique croissante, décroissante ou stable selon le niveau d'eutrophisation. Les études sur les poissons et les invertébrés benthiques ont permis d'observer d'autres types de réponses à certaines usines. De plus, on a relevé de possibles changements de réponse entre les cycles 2 et 3, mais ces changements sont pour la plupart relativement faibles. Les résultats des cycles 4 et suivants, ainsi que des études plus spécifiques entreprises à certaines usines, permettront d'évaluer l'importance biologique de ces changements. Les données sur la toxicité sublétales indiquent une nette amélioration de la qualité des effluents entre les cycles 1 et 2, suivie, dans la plupart des cas, d'une stabilisation de la qualité des effluents au cycle 3. En nous basant sur les seuils critiques d'effet établis pour les mesures terminales des études sur les poissons et les invertébrés benthiques, nous estimons qu'au cycle 4, environ 20 % des usines surveillées n'auront à effectuer que des essais de toxicité sublétales alors que 20 % devront déterminer l'ampleur et la portée des effets ou, dans certains cas, enquêter sur les causes de ces derniers. Avant le programme d'ESEE, nous ne disposions pas d'une vue d'ensemble, à l'échelle du Canada (ou d'un territoire de taille comparable), des effets sur le biote aquatique des effluents des usines de pâtes et papiers. La riche base de données générée par le programme d'ESEE et par les analyses subséquentes nous a permis d'obtenir une image solide des effets de ces effluents sur les eaux réceptrices du pays.

Abstract

Under the *Fisheries Act*, Canadian pulp and paper mills are required to conduct Environmental Effects Monitoring (EEM) to assess effects potentially caused by their effluents. This report presents the results of the national assessment of EEM data collected from the receiving environments of pulp and paper mills across Canada for Cycles 1 through 3 (covering the years 1992-2004), with particular emphasis on the last four years (Cycle 3). The field survey response patterns observed for effluent-exposed fish and benthic invertebrates have, for the most part, shown a high degree of consistency through time over the last two cycles of data collection. The national average response pattern measured for fish in both Cycles 2 and 3 was one typically associated with nutrient enrichment overlaid by metabolic disruption. That is, exposed fish have consistently shown evidence of increased food availability or increased food absorption (fatter, faster growing, with larger livers) together with disruption of allocation of resources to reproduction (smaller gonads). The national average response for benthic invertebrate communities in both Cycles 2 and 3 was indicative of eutrophication, ranging from mild to more pronounced, partly depending on habitat type. More specifically, benthic invertebrate communities exposed to pulp mill effluent have commonly exhibited increases in abundance, together with some combination of increases, decreases or no change in taxon richness, depending on the degree of eutrophication. For both the fish and benthic invertebrate field surveys, other response patterns were also observed at some mills; furthermore, some possible shifts in patterns of effects were observed between Cycles 2 and 3, but these shifts were mostly relatively small. The results obtained in Cycle 4 and beyond, together with more focused studies at some mills, will help to address the biological significance (if any) of these shifts. The sublethal toxicity data showed clear improvements in effluent quality from Cycle 1 to Cycle 2, with, for the most part, no further changes in effluent quality in Cycle 3. Based on critical effect sizes developed for the fish and benthic invertebrate field survey endpoints, initial estimates are that approximately 20% of the monitored mills are expected to conduct only sublethal toxicity testing in Cycle 4, while roughly another 20% are expected to progress to determinations of the extent and magnitude of effects or, for some mills, investigations of the causes of the effects. Previous to the EEM program, a broad view of pulp and paper mill effluent effects on aquatic biota was not available at a national level in Canada (or, at this geographic scale, in other jurisdictions). The extensive database generated by the EEM program, and the subsequent analyses, have provided a fairly robust picture of the effects of these effluents on receiving waters across the country.

Sommaire exécutif

Le *Règlement modifiant le règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers*, adopté en vertu de la *Loi sur les pêches*, exige des usines canadiennes de pâtes et papiers qu'elles réalisent des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) afin d'évaluer les effets potentiels de leurs effluents. Ces études se composent d'habitude de la totalité ou d'une partie des éléments suivants : une étude sur le terrain des populations de poissons visant à déterminer en quoi elles sont affectées, une étude des communautés d'invertébrés benthiques visant à évaluer les effets sur l'habitat des poissons, et des études visant à évaluer les effets sur le potentiel d'utilisation des ressources halieutiques, dont une sur les concentrations de dioxines et de furannes dans les tissus des poissons et une autre sur l'altération de la chair des poissons. De plus, la qualité des effluents est évaluée à l'aide d'essais de toxicité sublétales.

Le programme d'ESEE se divise en « cycles », et chaque usine réalise une ESEE à tous les trois ou six ans. Le présent rapport a pour but de présenter et de discuter les résultats de l'évaluation nationale des données des ESEE recueillies dans les milieux récepteurs des usines canadiennes de pâtes et papiers pendant le cycle 3, c'est-à-dire entre le 1^{er} avril 2000 et le 1^{er} avril 2004. Ces données sont aussi comparées à celles des cycles précédents.

Afin d'évaluer les effets généraux des effluents d'usines de pâtes et papiers sur le biote aquatique, nous avons fait appel à deux méthodes quantitatives complémentaires : 1) la compilation des comparaisons effectuées à chaque usine et 2) des méta-analyses destinées à mettre en lumière les tendances nationales des effets. Les réponses observées chez les poissons et les invertébrés benthiques exposés aux effluents pendant le cycle 3 sont, pour la plupart, assez semblables à celles observées au cycle 2.

La réponse nationale moyenne des poissons pendant les cycles 2 et 3 est indicative d'un enrichissement en éléments nutritifs doublé d'une perturbation métabolique. Si on les compare aux poissons des zones de référence correspondantes, les poissons des zones exposées montrent des signes très clairs d'une augmentation de la disponibilité de nourriture ou d'un accroissement de l'absorption des aliments (poissons plus gras, croissance plus rapide, foie plus gros) ainsi que d'une perturbation de l'allocation des ressources à la reproduction (gonades plus petites). De plus, au niveau du pays, la diminution de la taille des gonades n'a pour ainsi dire pas changé pendant deux cycles de collecte de données. Il est possible que cette perturbation métabolique soit influencée par une dérégulation endocrinienne causant la production d'une quantité insuffisante d'hormones stéroïdes sexuelles. Parmi les autres réponses observées chez les poissons, on retrouve l'enrichissement en éléments nutritifs sans perturbation métabolique, la carence en nutriments et la toxicité chimique. On a pu confirmer l'altération de la chair pour une usine, et les dioxines et les furannes dans la chair des poissons dépassaient les normes pour trois usines.

La réponse nationale moyenne des communautés d'invertébrés benthiques pendant les cycles 2 et 3 indique une eutrophisation plus ou moins prononcée selon le

type d'habitat. Plus spécifiquement, les communautés d'invertébrés benthiques exposées aux effluents des usines de pâte sont d'habitude plus abondantes et montrent une richesse taxonomique croissante, décroissante ou stable selon le niveau d'eutrophisation. On a pu observer d'autres types de réponses, comme celles attribuables à la toxicité ou l'étouffement.

Les données sur la toxicité sublétales indiquent une nette amélioration de la qualité des effluents entre les cycles 1 et 2, suivie, dans la plupart des cas, d'une stabilisation de la qualité des effluents au cycle 3. On doit toutefois noter que la méthode de déclaration de la toxicité sublétales et le choix des essais ne permettent pas de tenir compte de tous les aspects de la qualité des effluents (certains essais indiquent une faible sensibilité à l'exposition aux effluents). Plus spécifiquement, les essais ne mesurent pas, pour l'instant, les effets d'enrichissement en éléments nutritifs des effluents, qui est le type d'effet le plus couramment observé dans les études sur le terrain des poissons et des invertébrés benthiques. Il serait toutefois possible de modifier les essais pour qu'ils donnent des informations sur les effets de l'enrichissement en éléments nutritifs. On notera également que les essais de toxicité sublétales les plus sensibles sont ceux qui fournissent une mesure terminale de la reproduction (à l'exception des essais sur les poissons), ce qui est compatible avec les diminutions de la taille des gonades observées lors des études sur le terrain.

Si on constate, au niveau du pays, une stabilité des réponses des poissons et des invertébrés benthiques mesurées lors des études sur le terrain effectuées aux cycles 2 et 3, on constate également certaines variations hypothétiques des tendances. Les données du cycle 3 indiquent une diminution générale de l'augmentation de la taille observée au cycle 2. Les données sur les invertébrés benthiques indiquent une diminution possible des effets de toxicité et/ou d'étouffement dans les habitats marins et une eutrophisation plus prononcée dans les habitats sédimentaires en eau douce. Pour l'instant, les causes de ces variations hypothétiques restent inconnues et elles pourraient être reliées à d'autres facteurs, comme la variabilité temporelle naturelle du milieu récepteur ou des changements de méthodologie d'un cycle à l'autre. Les résultats des cycles 4 et suivants, ainsi que des études plus spécifiques à certaines usines, permettront de répondre à ces questions.

Comme tous les effets statistiquement significatifs ne sont pas nécessairement importants, Environnement Canada a établi des seuils critiques de l'effet (SCE) pour les mesures terminales effectuées sur les poissons et les invertébrés benthiques. On utilise ces SCE afin d'identifier les différences qui pourraient être importantes et pour lesquelles on a besoin de plus d'informations (p. ex. sur l'ampleur et la portée des effets) pour mieux comprendre leur importance écologique. L'utilisation de ces SCE et des mesures d'amplitude et de signification statistique des effets mesurés aux cycles 2 et 3 a permis d'identifier des groupes d'usines qui pourront réduire leurs efforts de contrôle ou qui devront effectuer des contrôles plus serrés. On fera des évaluations plus fines au niveau régional, mais nos estimations initiales sont qu'au cycle 4, environ 20 % des usines surveillées n'auront à effectuer que des essais de toxicité sublétales alors qu'environ 20 %

des usines devront déterminer l'ampleur et la portée des effets ou, dans certains cas, enquêter sur les causes de ces derniers.

Avant le programme d'ESEE, nous ne disposions pas d'une vue d'ensemble, à l'échelle du Canada (ou d'un territoire de taille comparable), des effets sur le biote aquatique des effluents des usines de pâtes et papiers. La riche base de données générée par le programme d'ESEE et par les analyses subséquentes nous a permis d'obtenir une image statistiquement robuste des effets de ces effluents sur les eaux réceptrices du pays.

Table des matières

Sommaire exécutif.....	v
1. Introduction.....	1
1.1 <i>Le programme national d'ESEE.....</i>	<i>1</i>
1.2 <i>Objectifs du rapport.....</i>	<i>2</i>
1.3 <i>Indicateurs d'effet et seuil critique de l'effet.....</i>	<i>3</i>
2. Aperçu des études réalisées pendant le cycle 3.....	4
3. Méthodes générales.....	5
3.1 <i>Préparation et analyse des données.....</i>	<i>5</i>
3.2 <i>Procédure utilisée pour la détermination des tendances nationales des réponses</i>	<i>7</i>
4. Études des populations de poissons.....	8
4.1 <i>Traitement des données et méthodologie.....</i>	<i>9</i>
4.2 <i>Résumé des tailles d'effet.....</i>	<i>12</i>
4.3 <i>Profils de réponse et méta-analyses.....</i>	<i>16</i>
5. Ressources halieutiques et potentiel d'utilisation des poissons.....	20
6. Études sur les communautés d'invertébrés benthiques.....	21
6.1 <i>Traitement des données et méthodologie.....</i>	<i>21</i>
6.2 <i>Résumé des tailles d'effet.....</i>	<i>22</i>
6.3 <i>Profils de réponse et méta-analyses.....</i>	<i>25</i>
7. Essais de toxicité sublétales.....	30
7.1 <i>Introduction.....</i>	<i>30</i>
7.2 <i>Mesure des variations de qualité des effluents d'un cycle à l'autre.....</i>	<i>31</i>
7.3 <i>Résumé et considérations pour l'avenir.....</i>	<i>35</i>
8. Résumé et conclusions.....	36
9. Glossaire.....	39

10.	Acronymes / abréviations	41
11.	Bibliographie	42

Liste des tableaux

Tableau 1 : Mesures terminales effectuées sur les populations de poissons et les communautés d'invertébrés benthiques lors des ESEE des usines de pâtes et papiers, et seuils critiques des effets (SCE) respectifs.	4
Tableau 2 : Résumé général des ESEE réalisées pendant le cycle 3 dans le domaine des pâtes et papiers.	5
Tableau 3 : Nombre d'usines ayant eu des problèmes à réaliser leurs études sur les poissons aux cycles 2 et 3.	9
Tableau 4 : Distribution des espèces d'eau douce et des espèces marines/estuariennes utilisées pendant les trois cycles.	10

Liste des figures

Figure 1 : Exemple de représentation graphique des résultats d'une méta-analyse.	8
Figure 2: Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre les poissons des zones exposées et des zones de référence aux cycles 2 et 3 pour a) le coefficient de condition, b) le poids des gonades et c) le poids du foie.	13
Figure 3 : Nombre de comparaisons entre poissons exposés et poissons de référence sans différence significative, avec une interaction significative, avec une différence significative des moyennes ajustées plus petite que le SCE et une différence significative des moyennes ajustées plus grande que le SCE pour a) le coefficient de condition, b) le poids des gonades et c) le poids du foie.	15
Figure 4 : Moyennes générales de cinq mesures terminales importantes des cycles 2 (C2) et 3 (C3). Les barres d'erreur représentent des intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons pour : l'âge (C2 = 133; C3 = 138), la condition (C2 = 123; C3 = 123), les gonades (C2 = 126; C3 = 124), le foie (C2 = 128; C3 = 129), le poids selon l'âge (C2 = 100; C3 = 105).	17
Figure 5 : Cinq mesures terminales importantes sur les poissons, par sexe, aux cycles 2 (C2) et 3 (C3). M = mâle, F = femelle. Les barres d'erreur représentent des intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons pour : l'âge (C2 : F = 67, M = 66; C3 : F = 73, M = 65), la condition (C2 : F = 61, M = 62; C3 : F = 65, M = 58), les gonades (C2 : F = 66, F = 60; C3 : F = 65, M = 59), le foie (C2 : F = 64, M = 64; C3 : F = 70, M = 59), le poids selon l'âge (C2 : F = 50; M = 50; C3 : F = 56, M = 49).	18
Figure 6 : Cinq mesures terminales importantes, par espèce, pour le cycle 3. Les barres d'erreur représentent des intervalles de confiance à 95 %. LS = meunier rouge (n = 10), WS = meunier noir (n = 34), MU = choquemort (n = 7), YP = perchaude (n = 6). On notera que le nombre <i>n</i> de comparaisons pour chacune des espèces est une moyenne des cinq mesures. Certaines mesures n'ont pu être effectuées chez certains poissons, ce qui a entraîné une légère diminution du nombre de comparaisons pour ces mesures.	20
Figure 7 : Distribution des différences (en pourcentage) entre les zones exposées et les zones de référence dans les études sur les invertébrés benthiques (plan contrôle-	

impact) pour a) l'abondance, b) la richesse taxonomique, c) l'indice de Bray-Curtis et d) l'indice de régularité de Simpson.	23
Figure 8 : Nombre d'usines sans différence significative, avec une différence significative plus petite que le SCE de $\pm 2ET$ et avec une différence significative plus grande que le SCE de $\pm 2ET$. Comprend les résultats des études utilisant des plans contrôle-impact (n = 67) et des plans par gradient (n = 20). On notera qu'il n'y a pas encore de SCE pour les plans par gradient; les usines utilisant un plan par gradient et ayant identifié un effet statistiquement significatif sont donc classées dans la catégorie « significatif et > SCE ». Voir le texte pour plus d'informations. On notera aussi que, pour les études à plan par gradient, il a été impossible de calculer l'indice de Bray-Curtis, puisque celui-ci exige des informations hautement spécifiques qui n'étaient pas disponibles à l'échelle du pays (Lowell <i>et al.</i> , 2003).	24
Figure 9 : Profils de réponse prévus dans les communautés d'invertébrés benthiques (Lowell <i>et al.</i> , 2003).	26
Figure 10 : Moyennes générales des études contrôle-impact des cycles 2 (n = 62) et 3 (n = 55). Les barres d'erreur représentent des intervalles de confiance à 95 %.	27
Figure 11 : Abondance et richesse taxonomique, par type d'habitat, aux cycles 2 (C2) et 3 (C3). Les barres d'erreur représentent des intervalles de confiance à 95 %. Nombre d'études en zones d'érosion en rivière (C2 = 34; C3 = 21), en zones de dépôt en rivière (C2 = 21; C3 = 23), en lacs (C2 = 7; C3 = 9), en estuaires (C2 = 8; C3 = 10), en mer (C2 = 13; C3 = 12).	29
Figure 12 : Comparaison de la toxicité sublétales aux cycles 1, 2 et 3. On notera que, pour l'essai sur la truite arc-en-ciel, la CE_{25} est la concentration effective pour 25 % des embryons.	32
Figure 13 : Comparaison de la toxicité sublétales pour les espèces marines aux cycles 1, 2 et 3.	33
Figure 14 : Pourcentages des tests de toxicité sublétales ne montrant aucun effet à la concentration maximale.	35

1. Introduction

1.1 *Le programme national d'ESEE*

Le *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers* (REFPP) de 1992, adopté en vertu de la *Loi sur les pêches*, fixe des limites de rejet pour les matières totales en suspension et pour la demande biochimique en oxygène et exige que les effluents ne présentent aucune létalité aiguë pour le poisson. Ces limites sont dictées par les possibilités de traitement secondaire des effluents et constituent une norme nationale pour la protection des poissons et de leur habitat et pour l'utilisation des ressources halieutiques. Lors de l'élaboration du règlement, certains doutes ont été émis sur l'efficacité des nouvelles limites pour la protection des divers types de milieux aquatiques canadiens exposés aux effluents d'usines de pâtes et papiers.

Afin d'évaluer dans quelle mesure les règlements sur les effluents assurent une bonne protection du milieu aquatique, on a inclus, parmi les exigences du REFPP de 1992, des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE). Mai 2004 marque l'entrée en vigueur du *Règlement modifiant le règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers* (RMREFPP), qui clarifie les exigences du REFPP de 1992. Les usines de pâtes et papiers assujetties au RMREFPP doivent réaliser des études sur leurs milieux récepteurs afin d'évaluer et de contrôler les effets potentiels de leurs effluents. Ces études peuvent être composées des éléments suivants :

- une étude des populations de poissons visant à évaluer l'état de santé des poissons;
- une étude des communautés d'invertébrés benthiques visant à évaluer les effets des effluents sur l'habitat des poissons;
- des études visant à évaluer les effets sur le potentiel d'utilisation des ressources halieutiques, dont une sur les concentrations de dioxines et de furannes dans les tissus des poissons et une autre sur l'altération de la chair des poissons.

On effectue aussi des essais de toxicité sublétales et on mesure les variables d'appui de la qualité de l'eau et des sédiments afin de faciliter l'interprétation des données biologiques et l'évaluation de la qualité des effluents.

Le programme d'ESEE se divise en « cycles », et chaque usine réalise, à tous les trois ou six ans, une ESEE composée d'une phase de surveillance et d'une phase d'interprétation. Au début de chaque cycle, chaque usine doit élaborer un programme de suivi propre à son site en collaboration avec les fonctionnaires régionaux d'Environnement Canada. À la fin de chaque cycle, elle doit présenter un rapport d'interprétation résumant les résultats de la surveillance. Pour la surveillance, le programme d'ESEE fait appel à une démarche par étapes, qui comprend la réalisation d'études préliminaires pour la caractérisation et l'évaluation de l'état de l'environnement récepteur, suivies d'études ciblées sur l'ampleur et la portée des effets, si on en a décelé, ou, dans le cas contraire, d'une réduction du niveau de surveillance. Environnement Canada se charge de l'assistance technique pour tous les aspects des ESEE, y compris la

méthodologie, les analyses et l'interprétation des données. Pour plus de renseignements sur les ESEE, on consultera le site Web du Bureau national des ESEE, à l'adresse <www.ec.gc.ca/eem/>.

À l'heure actuelle, la plupart des usines ont complété leur troisième cycle de surveillance et d'interprétation. Le rôle du cycle 1 (complété en 1996) était avant tout de permettre une meilleure compréhension des variations dans les mesures faites sur le terrain, l'identification des problèmes et l'élaboration de recommandations pour les cycles suivants. Les résultats du deuxième cycle ont indiqué que les usines arrivaient à réduire la toxicité de leurs effluents et que la qualité de ces derniers s'était beaucoup améliorée après la promulgation du REFPP de 1992 (plusieurs usines canadiennes ont apporté des améliorations à leurs systèmes de traitement des effluents juste avant le début du cycle 2). L'évaluation nationale des données de surveillance biologique des ESEE du cycle 2 (Lowell *et al.*, 2003, 2004) a montré que les effluents des usines de pâtes et papiers continuent d'affecter la santé et l'habitat des poissons. Les principales réponses observées sont une diminution du poids des gonades et une augmentation du poids du foie, du coefficient de condition et du poids selon l'âge. On pense que ces réponses sont le signe d'une forme de perturbation métabolique ou endocrinienne, combinée avec un effet causé par l'enrichissement en éléments nutritifs. La moyenne nationale des réponses observées lors des études de terrain sur les communautés d'invertébrés benthiques réalisées pendant le cycle 2 indique une eutrophisation variant de légère à modérée.

1.2 *Objectifs du rapport*

Le présent rapport a pour objectif de présenter et de discuter les résultats de l'évaluation nationale des données des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) recueillies dans les milieux récepteurs des usines canadiennes de pâtes et papiers pendant le cycle 3, soit entre le 1^{er} avril 2000 et le 1^{er} avril 2004. Nos analyses ont tenté de répondre aux questions suivantes :

- 1) Quels sont les effets des effluents des usines de pâtes et papiers sur les poissons adultes et sur les communautés d'invertébrés benthiques et quelle en est la portée?
- 2) En quoi ces effets sont-ils influencés par le type d'habitat (dans le cas des invertébrés benthiques), ou par l'espèce et le sexe (dans le cas des poissons)?
- 3) Comment le cycle 3 se compare-t-il au cycle 2 pour ce qui est des types et de l'importance des effets?
- 4) Comment les effets mesurés se comparent-ils aux valeurs critiques prédéfinies qui ont été fixées afin de déterminer quelles usines ont les impacts les plus graves?

On a également analysé les données sur la toxicité sublétales afin d'évaluer les changements dans la qualité des effluents au cours des trois cycles de collecte des données. On a aussi examiné les effets des effluents des usines de pâtes et papiers sur l'utilisation des ressources halieutiques (concentrations de dioxine et de furannes dans les tissus et altération de la chair des poissons).

1.3 Indicateurs d'effet et seuil critique de l'effet

Dans une ESEE, on entend par « effet » une différence statistiquement significative entre une mesure prise chez les poissons (étude des poissons) ou chez les invertébrés benthiques (étude des communautés d'invertébrés benthiques) d'une zone exposée et la même mesure prise dans une zone de référence ou le long d'un gradient d'exposition à l'effluent (Lowell *et al.*, 2002). Les données du cycle 2 pour les usines de pâtes et papiers indiquent que la grande majorité des usines font état d'un effet statistiquement significatif pour au moins un des indicateurs. Parce que tous les effets statistiquement significatifs ne sont pas nécessairement importants, Environnement Canada a élaboré des seuils critiques des effets (SCE) pour les mesures des poissons et des invertébrés benthiques (Environnement Canada, 2004b). On utilise ces SCE afin d'identifier les différences qui pourraient être importantes et pour lesquelles on a besoin de plus d'informations (p. ex. sur l'ampleur et la portée des effets) pour mieux comprendre leur importance écologique. Dans le cas des poissons, les SCE sont basés 1) sur l'ampleur des effets des effluents des usines de pâtes et papiers déjà observés au Canada et en Suède, 2) sur les variations naturelles normalement observées et 3) sur l'ampleur des effets observés dans les pires usines pendant le cycle 2 (Environnement Canada, 2004b; Lowell *et al.*, 2003). Dans le cas des communautés benthiques, les SCE sont aussi basés sur l'ampleur des effets mesurés pendant le cycle 2, et on considère comme importants les effets qui dépassent la plage de variation normale pour les zones de référence (Lowell, 1997; Kilgour *et al.*, 1998; Lowell *et al.*, 2003). Le tableau 1 présente les mesures terminales d'indicateurs et les SCE utilisés pour déterminer les effets sur les poissons et les invertébrés benthiques; pour plus de renseignements sur ces mesures terminales et sur les méthodes de calcul, on consultera Environnement Canada (2004a).

Dans le présent rapport, on présente la répartition des effets observés dans les usines canadiennes et on compare ces effets avec les SCE du tableau 1. Le programme d'ESEE utilise le dépassement des SCE (dans deux cycles consécutifs) afin de déterminer quelles usines doivent faire une surveillance plus ciblée pour évaluer l'ampleur et la portée des effets ou en rechercher les causes. Toutefois, dans la présente évaluation nationale, les SCE ne sont pas utilisés pour déterminer si une usine en particulier doit assurer une surveillance plus serrée, mais plutôt afin d'estimer le nombre total d'usines qui devront faire une surveillance plus poussée au cycle 4. Plus il y aura d'information disponible, plus l'utilisation des SCE dans le programme d'ESEE se développera.

Tableau 1 : Mesures terminales effectuées sur les populations de poissons et les communautés d’invertébrés benthiques lors des ESEE des usines de pâtes et papiers, et seuils critiques des effets (SCE) respectifs.

Mesure	Indicateur de la mesure finale	Seuil critique d’effet ^a
<i>Études sur les populations de poissons</i>		
Poids des gonades par rapport au poids corporel	Reproduction	± 25 %
Poids du foie par rapport au poids corporel	Condition	± 25 %
Poids corporel par rapport à la longueur	Condition	± 10 %
Âge	Survie	b
Poids corporel par rapport à l’âge	Croissance	b
<i>Études sur les invertébrés benthiques</i>		
Abondance totale	Taille de la population	± 2ET
Richesse taxonomique	Nombre de taxons ou de types d’animaux	± 2ET
Indice de régularité de Simpson	Régularité de la distribution des animaux parmi les taxons	± 2ET
Indice de Bray-Curtis	Dissimilitude quant à la composition des populations des différents sites	+ 2ET

^a Les SCE des mesures touchant les poissons représentent la différence, en pourcentage, entre les données des zones exposées et des zones de référence. Les SCE employés pour les études sur les invertébrés benthiques ne s’appliquent que pour les plans contrôle-impact et équivalent à ±2 écarts types (ET) des données de référence. Dans le cas des plans par gradient, on utilise une corrélation significative dans deux cycles consécutifs plutôt qu’un SCE. Pour plus de renseignements sur les SCE, on consultera Lowell (1997), Lowell *et al.* (2002, 2003) et Environnement Canada (2004a, 2004b).

^b On a été incapable d’élaborer des SCE pour ces mesures liées à l’âge à cause de l’imprécision des techniques utilisées pour déterminer l’âge de certaines espèces de poissons.

2. Aperçu des études réalisées pendant le cycle 3

Pendant le cycle 3, 112 usines ont réalisé des ESEE, dont 29 études en milieu marin ou estuarien et 66 études en eau douce. Le tableau 2 fait un résumé par région du nombre et du type d’études sur le terrain et d’études de toxicité sublétales réalisées par les usines au cycle 3. Il y a actuellement au Canada 122 usines qui sont soumises au *Règlement modifiant le règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers*. Le tableau 3 présente un aperçu de ces usines par région et le nombre d’études biologiques menées au cours du cycle 3. On a mené 62 études sur les poissons, dont 4 ont utilisé des mollusques, et 87 études sur les invertébrés benthiques; toutes les usines ont fait des études sur la toxicité sublétales. Très peu d’usines ont réalisé d’autres types d’études, comme des recherches sur les bivalves en cage, les mésocosmes ou autres. En tout, 24 usines n’ont pas eu à faire d’étude sur les poissons parce que la concentration d’effluents dans la zone exposée était de moins de 1 % à 250 m du point de déversement. De plus, dans plusieurs sites, des conditions défavorables ont empêché la réalisation d’études sur les poissons ou sur les invertébrés benthiques. Des exemptions particulières ont été accordées à ces usines pour différentes raisons, comme le caractère variable de

l'habitat, des marées trop importantes, des conditions d'échantillonnage peu sécuritaires et une absence de zone de référence adéquate. À cause de ces exemptions, 11 usines actives pendant le cycle 3 n'ont pas fait d'étude sur le terrain et n'ont soumis que des données sur la toxicité sublétales.

Tableau 2 : Résumé général des ESEE réalisées pendant le cycle 3 dans le domaine des pâtes et papiers.

Région	Usines avec ESEE ^a	Études sur les poissons			Études sur les invertébrés benthiques		Études alternatives	Essais de toxicité sublétales seulement
		Études normales	Exemptions à cause de la dilution	Exemptions particulières	Études normales	Exemptions particulières		
Atlantique	19	8	5	3	16	2	3 (recherche sur les poissons & mésocosme benthique; recherche sur les poissons; bivalves en cage)	0
Québec	42 ^b	29	10	0	31	8	0	8
Ontario	20	14	1	4	17	2	1 (poissons en mésocosme)	1
Prairies et Nord	10	5	4	0	9	0	1 (poissons et invertébrés benthiques en mésocosme)	0
Pacifique et Yukon	21	6	4	7 ^c	14	2	0	2
Total	112	62^d	24	14	87^e	14	5	11

^a 10 usines supplémentaires ont été inactives pendant une longue période et n'ont pas fait d'ESEE pendant le cycle 3.

^b Trois usines du Québec ont un calendrier de surveillance différent. Leurs données du cycle 3 ne sont donc pas disponibles pour le moment.

^c Quatre usines de la région du Pacifique et du Yukon ont réalisé des essais prolongés de toxicité sublétales sur la capucette barrée (croissance et survie).

^d Comprend une étude conjointe dans la région du Pacifique et du Yukon. Les études conjointes sont des études réalisées par plusieurs usines qui déversent leurs effluents dans le même plan d'eau et qui partagent la même zone d'échantillonnage.

^e Comprend 4 études conjointes, trois dans la région du Pacifique et du Yukon et une dans la région de l'Ontario.

3. Méthodes générales

3.1 Préparation et analyse des données

Cette section décrit brièvement les méthodes générales utilisées aux fins de l'évaluation nationale des données recueillies lors des études sur les poissons et les invertébrés benthiques réalisées pendant le cycle 3. Dans la plupart des cas, ces méthodes sont les mêmes que celles utilisées lors de l'évaluation nationale des données du cycle 2 (pour plus de détails, voir Lowell *et al.*, 2003).

Afin d'évaluer les effets généraux des effluents d'usines de pâtes et papiers sur le biote aquatique, nous avons fait appel à deux méthodes quantitatives complémentaires :

1) la compilation des résultats des comparaisons effectuées à chaque usine et 2) des méta-analyses destinées à mettre en lumière les tendances nationales des effets. Les compilations, qui sont présentées dans un format facile à comprendre (p. ex. nombre d'études indiquant un effet significatif au niveau d'une usine en particulier), sont utiles pour représenter les résultats principaux sous forme d'histogrammes. Une des limites de cette méthode est que le niveau de signification dépend non seulement de l'ampleur de la différence entre la zone exposée et la zone de référence, mais aussi de la taille de l'échantillon, qui peut limiter la possibilité de détecter la présence de certains effets. Nous avons donc également fait appel à des méta-analyses, qui n'ont pas les mêmes limites que les compilations des études individuelles. La méta-analyse est une technique qu'on utilise pour examiner statistiquement l'ampleur des effets en perdant moins d'information à cause de contraintes de tailles d'échantillons et d'échelles de mesures (Hedges et Olkin, 1985; Rosenberg *et al.*, 2000; Gurevitch et Hedges, 2001). Cette technique traite les études individuelles comme si elles étaient des réplicats; elle permet donc de se pencher sur des questions difficiles à examiner au niveau de chacune des usines (p. ex. l'influence du sexe ou de l'espèce des poissons ou du type d'habitat sur les effets des effluents). On trouvera une description complète de l'utilisation des méta-analyses dans l'évaluation nationale du cycle 2 dans Lowell *et al.* (2003).

Les études sur les communautés d'invertébrés benthiques font appel à deux catégories de méthodes d'échantillonnage : plan contrôle-impact (des stations d'échantillonnage sont situées dans les zones de référence et les zones exposées; c'est là la méthode la plus souvent utilisée dans les études sur les invertébrés des cycles 1 à 3) et plan par gradient (les stations d'échantillonnage sont situées le long d'un gradient d'exposition). Les études sur les poissons ne font appel qu'à la méthode contrôle-impact. On trouvera plus de renseignements sur les méthodes utilisées dans les ESEE et sur les analyses des études sur les poissons et les invertébrés dans Glozier *et al.* (2002), Lowell *et al.* (2002, 2003) et dans le guide technique (Environnement Canada, 2004a).

L'évaluation nationale s'est concentrée sur les effets de champ proche (zone exposée rapprochée), de façon à examiner les effets les plus prononcés qui sont observés à l'échelle nationale selon les études contrôle-impact des populations de poissons et d'invertébrés benthiques. Quelques usines ont recueilli des données dans plusieurs zones (p. ex. dans des zones de champ proche multiples). Les données provenant de plus d'une zone ont été regroupées seulement lorsque l'inspection des rapports d'interprétation le justifiait. Pour calculer la portée et la signification statistique des effets sur les cinq mesures terminales clés pour les poissons et sur les quatre mesures terminales clés pour les invertébrés benthiques (seulement dans le cas des études de type contrôle-impact), on a utilisé un outil d'évaluation statistique (OES) élaboré par l'Institut national de recherche sur les eaux d'Environnement Canada. Dans les études sur les invertébrés benthiques faisant appel à un plan par gradient, on a utilisé une analyse de régression afin d'analyser les changements dans les mesures terminales selon la distance par rapport au point de déversement de l'effluent.

Les premières étapes communes aux analyses des données sur les poissons et sur les invertébrés ont été les suivantes. Nous avons tout d'abord examiné les données

informatiques afin de repérer toutes les erreurs flagrantes (champs manquants, erreurs de saisie, etc.). Puis, à l'aide de l'OES, nous avons sélectionné les données à analyser et supprimé les observations aberrantes. Finalement, à l'aide de l'OES ou d'un chiffrier, nous avons procédé à des analyses de variance, de covariance ou de régression, selon la méthodologie utilisée dans l'étude, afin de déterminer, pour chaque mesure terminale de chaque usine, la relation entre zones exposées et zones de référence (ou le coefficient de corrélation dans le cas de la méthode par gradient). Les analyses de variance et de covariance nous ont fourni la moyenne pour la zone, l'écart-type et l'ampleur des effets, données dont nous avons besoin pour nos compilations et pour les méta-analyses des effets mesurés par les études contrôle-impact. Les analyses de régression nous ont fourni les coefficients de corrélation dont nous nous sommes servis pour les compilations et les méta-analyses des études sur les invertébrés benthiques utilisant la méthode par gradient. Pour la préparation de nos compilations, nous avons fixé le niveau de signification (α) des analyses de variance, de covariance et de régression à 0,05.

Les résultats sur les poissons présentés ici ont été obtenus à partir de données log-transformées, alors que les résultats sur les invertébrés sont dérivés de données non transformées. La seule exception à cette règle concerne les résultats sur l'âge des poissons, qui sont dérivés de données de type log (âge + 1), afin d'assurer la rétrocompatibilité. À des fins de comparaison, nous avons aussi analysé les données sur l'âge des poissons et sur les invertébrés en leur appliquant une transformation logarithmique (sans ajouter 1) et les données sur l'âge des poissons sans aucune transformation (ces résultats ne sont pas présentés ici). Les méta-analyses ont révélé que le fait de transformer ou de ne pas transformer les données n'a pratiquement aucun effet sur les résultats à l'échelle du pays. On notera toutefois que la méthode de transformation peut parfois avoir des conséquences sur les résultats à l'échelle de l'usine et qu'il est nécessaire de choisir la transformation appropriée lorsqu'on veut procéder à des évaluations pour une usine en particulier. Nous recommandons de ne plus utiliser la transformation log (mesure terminale + 1) pour les analyses à l'échelle d'une seule usine. Pour plus de renseignements sur le choix de la transformation, on consultera le Guide technique (Environnement Canada, 2004a).

3.2 *Procédure utilisée pour la détermination des tendances nationales des réponses*

La méta-analyse consiste en un ensemble de méthodes statistiques servant à faire la synthèse des résultats d'un grand nombre d'études indépendantes. Elle permet aussi de déterminer les tendances générales des réponses. Afin de réaliser nos méta-analyses, nous avons dû normaliser la portée de l'effet. Dans le cas de la méthode contrôle-impact, nous avons calculé la transformée d de Hedges de la taille de l'effet comme la différence entre les moyennes des zones exposées et des zones de référence, divisée par l'écart-type cumulé (cette valeur est multipliée par un facteur de correction qui compense les effets des petits échantillons) (Rosenberg *et al.*, 2000). La mise en commun des données des études par contrôle-impact et par gradient a nécessité l'utilisation d'une deuxième mesure de la taille de l'effet, la transformée z de Fisher (Rosenthal, 1991; Rosenberg *et al.*, 2000; Lowell *et al.*, 2003).

Les résultats principaux de la méta-analyse sont synthétisés dans la figure 1. L'axe horizontal représente la taille d'effet normalisée et la ligne verticale, un effet nul. On présente le résultat de chaque groupe d'usines sous la forme d'un intervalle de confiance à 95 % (segment horizontal) situé de part et d'autre d'une marque de graduation indiquant la taille d'effet moyenne pour ce groupe d'usines. Le fait qu'un intervalle de confiance soit situé à la droite de la ligne d'effet nul indique que l'effet moyen associé à l'exposition aux effluents est une augmentation de la mesure terminale. De même, les intervalles de confiance situés à la gauche de la ligne d'effet nul indiquent une diminution de la mesure terminale. Les intervalles de confiance à 95 % qui ne chevauchent pas la ligne d'effet nul représentent des augmentations ou des diminutions statistiquement significatives pour le groupe pris dans son ensemble. Il se peut qu'il y ait, dans les grands groupes d'usines non significatifs, des sous-groupes présentant des effets statistiquement significatifs. Tous les résultats des méta-analyses des sections suivantes sont présentés selon ce format.

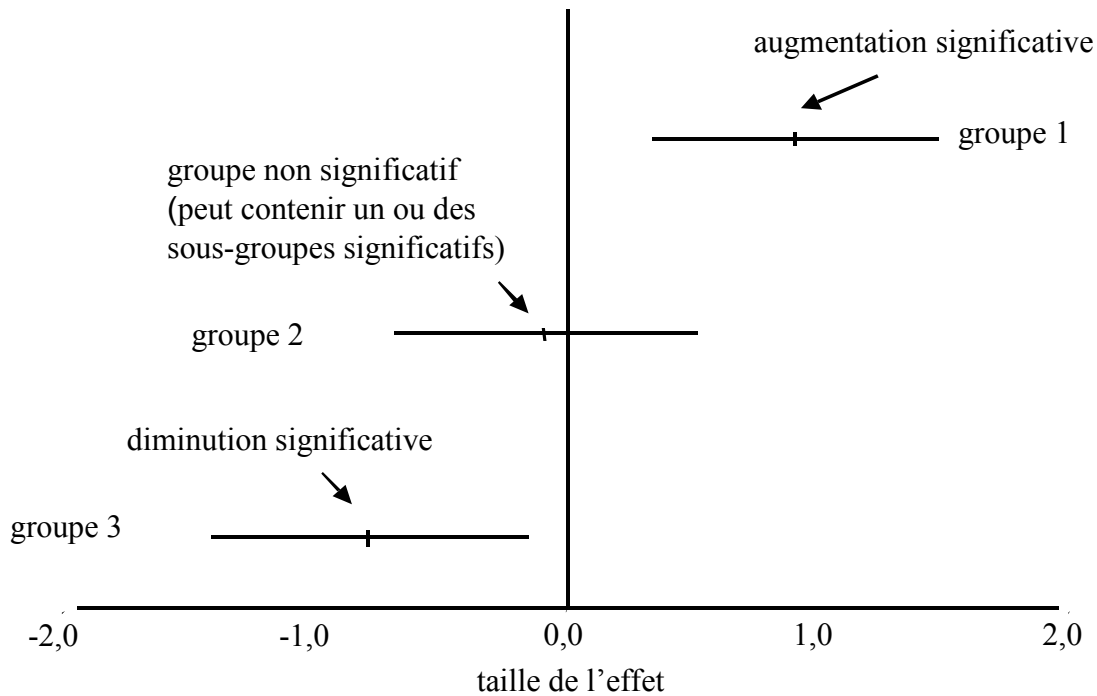


Figure 1 : Exemple de représentation graphique des résultats d'une méta-analyse. La taille de l'effet est mesurée selon la transformation de Hedges (d) ou la transformation de Fisher (z) (voir le texte).

4. Études des populations de poissons

Dans une étude sur les poissons adultes, on détermine le niveau d'influence des effluents sur les populations de poissons en comparant la population d'une zone exposée à celle d'une zone de référence. Pour évaluer l'état de santé des poissons exposés, l'étude tient compte de données sur la croissance, la reproduction, la condition et l'âge. Celles-ci

proviennent de cinq mesures terminales principales : le poids selon l'âge, les poids des gonades et du foie, la condition (poids corporel selon la taille) et l'âge (tableau 1).

4.1 *Traitement des données et méthodologie*

Pendant le cycle 3, les données de 62 études sur les poissons ont été soumises électroniquement. Au total, 54 de ces études contenaient des données suffisantes pour une analyse statistique. On a aussi réalisé un petit nombre d'études alternatives (p. ex. avec des bivalves en cage ou des mésocosmes) (tableau 2), dont les résultats n'ont pu être intégrés au présent résumé des résultats à cause de leur caractère unique. Avant de les analyser, on a examiné les données informatiques afin d'éliminer les erreurs et les données incomplètes. Dans les cycles 2 et 3, la majorité des usines ont eu un ou plusieurs problèmes avec certaines parties de l'étude sur le terrain. Ces problèmes sont présentés au tableau 3. Les types et le nombre de problèmes sont semblables dans les deux cycles.

Tableau 3 : Nombre d'usines ayant eu des problèmes à réaliser leurs études sur les poissons aux cycles 2 et 3.

Problème	Cycle 2	Cycle 3
Pas assez de poissons (< 12 poissons au site exposé et/ou au site de référence)	28	24
Site exposé (aucun poisson capturé)	1	7
Site de référence (aucun poisson capturé)	5	4
Une seule espèce indicatrice	33	27
Rapport incomplet/de mauvaise qualité / < 12 poissons après le retrait des cas aberrants et/ou des individus immatures	18	14
Poissons immatures	17	15
Problèmes ou absence d'évaluation de l'âge	6	6

Dans les deux cycles, la plus grande partie des données soumises étaient de bonne qualité et il a été possible de corriger les erreurs manuellement. Après ce travail sur les données informatiques, on a rejeté seulement six études sur les poissons au cycle 2 et cinq au cycle 3, à cause de problèmes comme ceux présenté au tableau 3 (parce qu'il n'existait aucune comparaison valable sur laquelle baser l'étude). On entend ici par « comparaison » la comparaison de deux populations de poissons d'une même espèce et du même sexe, une exposée à l'effluent et l'autre non. Une usine qui réalise une étude sur les poissons des deux sexes et de deux espèces doit donc fournir quatre comparaisons pour chaque mesure terminale, si les données sont suffisantes pour qu'elle effectue toutes les comparaisons.

Le tableau 4 donne la liste complète des espèces étudiées pendant les trois cycles. Les deux espèces les plus souvent utilisées pour les cycles 1 et 2 sont le meunier noir et le meunier rouge. Le meunier noir a aussi été fréquemment utilisé au cycle 3. Malgré la popularité de ce poisson de taille relativement grande, le nombre de petits poissons a augmenté considérablement au cycle 2, augmentation qui s'est confirmée au cycle 3 (tableau 4; Lowell *et al.*, 2003). Cette augmentation dans l'utilisation des petits poissons

est due à la mobilité des grands poissons et aux questions qu'elle soulève quant au déplacement des individus qui entrent et sortent des zones exposées. On notera, toutefois, que des études récentes ont montré que le meunier noir est souvent très peu mobile, sauf durant la période de fraye (Doherty *et al.*, 2004).

Tableau 4 : Distribution des espèces d'eau douce et des espèces marines/estuariennes utilisées pendant les trois cycles.

Espèce	Nom scientifique	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3
Espèces d'eau douce				
<i>Grands poissons^b</i>				
Meunier noir	<i>Catostomus commersoni</i>	46	32	25
Meunier rouge	<i>Catostomus catostomus</i>	24	20	11
Doré jaune	<i>Stizostedion vitreum</i>	10	1	4
Perchaude	<i>Perca flavescens</i>	7	9	6
Chevalier rouge	<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	8	1	2
Ménomini de montagnes	<i>Prosopium williamsoni</i>	5	1	1
Barbotte brune	<i>Ameiurus nebulosus</i>	4	3	4
Meunier à grandes écailles	<i>Catostomus macrocheilus</i>	4	3	1
Chabot piquant	<i>Cottus asper</i>	2		2
Chevalier blanc	<i>Moxostoma anisurum</i>	4	3	2
Carpe	<i>Cyprinus carpio</i>	2	1	1
Méné deux-barres	<i>Mylocheilus caurinus</i>	2		
Crapet de roche	<i>Ambloplites rupestris</i>	2	2	7
Lotte	<i>Lota lota</i>	1	1	
Barbue de rivière	<i>Ictalurus punctatus</i>	1	1	
Laquaïche aux yeux d'or	<i>Hiodon alosoides</i>	1		1
Grand brochet	<i>Esox lucius</i>	1		
Achigan à petite bouche	<i>Micropterus dolomieu</i>	1	1	
Grand corégone	<i>Coregonus clupeaformis</i>	1		
Ouitouche	<i>Semotilus corporalis</i>		2	2
Meunier de l'ouest	<i>Catostomus columbianus</i>			3
Total des grands poissons		126	81	72
<i>Petits poissons^b</i>				
Queue à tache noire	<i>Notropis hudsonius</i>	4	2	2
Crapet-soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>	1	1	1
Méné de lac	<i>Couesius plumbeus</i>	2	1	
Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	1		
Épinoche à trois épines	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	1		
Raseux-de-terre	<i>Etheostoma nigrum</i>		6	6
Naseux de rapides	<i>Rhinichthys cataractae</i>		5	5
Omisco	<i>Percopsis omiscomaycus</i>		4	1

Espèce	Nom scientifique	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3
Dard à ventre jaune	<i>Etheostoma exile</i>		2	
Fouille-roche	<i>Percina caprodes</i>		1	
Ventre-pourri	<i>Pimephales notatus</i>		1	
Naseux noir de l'est	<i>Rhinichthys atratulus</i>		1	2
Méné à nageoires rouges	<i>Luxilis cornutus</i>		1	
Méné rose	<i>Richardsonius balteatus</i>		1	
Méné pâle	<i>Notropis volucellus</i>		1	1
Chabot tacheté	<i>Cottus bairdi</i>		1	2
Chabot visqueux	<i>Cottus cognatus</i>		1	
Chabot à tête plate	<i>Cottus ricei</i>		1	1
Chabot de torrent	<i>Cottus rhotheus</i>			1
Mulet perlé	<i>Margariscus margarita</i>			1
Méné jaune	<i>Notemigonus crysoleucas</i>			1
Méné émeraude	<i>Notropis atherinoides</i>			1
Total des petits poissons		9	30	25
Espèces marines/estuariennes				
<i>Grands poissons^b</i>				
Plie rouge	<i>Pleuronectes americanus</i>	7	2	1
Carlottin anglais	<i>Pleuronectes vetulus</i>	5		
Poulamon	<i>Microgadus tomcod</i>	5		
Flet étoilé	<i>Platichthys stellatus</i>	2		
Chaboisseau à dix-huit épines	<i>Myoxocephalus octodecemspinosus</i>	2	2	1
Plie mince	<i>Eopsetta exilis</i>	1		
Tanche-tautogue	<i>Tautoglabrus adspersus</i>	1		1
Veuve	<i>Sebastes entomelas</i>	1		
Sébaste à dos épineux	<i>Sebastes maliger</i>	1		
Fausse limande	<i>Pleuronectes bilineatus</i>	1		
Chaboisseau à épines courtes	<i>Myoxocephalus scorpius</i>		2	2
Total des grands poissons		26	6	5
<i>Petits poissons^b</i>				
Capucette	<i>Menidia menidia</i>	1		
Épinoche à trois épines	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	2	3	3
Choquemort	<i>Fundulus heteroclitus</i>	1	3	4
Sigouine de roche	<i>Pholis gunnellus</i>			1
Total des petits poissons		4	6	8
Crabes et mollusques				
Crabe dormeur	<i>Cancer magister</i>	6		
Crabe commun	<i>Cancer irroratus</i>	3		
Huître creuse du Pacifique	<i>Crassostrea gigas</i>	2	2	1

Espèce	Nom scientifique	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3
Moule bleue	<i>Mytilus edulis</i>	2	3	2
Crabe vert	<i>Carcinus maenus</i>	1		
Macoma	<i>Macoma balthica</i>		1	1
Buccin commun	<i>Buccinum undatum</i>		1	2
Total des crabes et mollusques		14	7	6

^a Les données utilisées dans ce tableau proviennent à la fois des études qui ont été retenues et de celles qui ont été rejetées (modifiées à partir d'Environnement Canada, 1997; Courtenay *et al.*, 2002 ; Munkittrick *et al.*, 2002 ; Lowell *et al.*, 2003).

^b Les petits poissons sont ceux dont la taille médiane (lors de l'ESEE) est de 150 mm ou moins (voir aussi Environnement Canada, 2004a).

4.2 Résumé des tailles d'effet

Les comparaisons résumées dans la présente section se concentrent sur les mesures terminales pour lesquelles Environnement Canada a élaboré des SCE - poids des gonades, poids du foie et coefficient de condition. Les différences en pourcentage dans l'intervalle de variation et la distribution entre populations exposées et populations de référence au cycle 3 ressemblent à celles du cycle 2 (figure 2). Les différences des figures 2 et 3 ont été calculées comme la différence des moyennes ajustées entre zones exposées et zones de référence et sont exprimées comme un pourcentage de la moyenne ajustée de la zone de référence. La figure 2 se concentre sur les comparaisons pour lesquelles les pentes de l'analyse de covariance entre zones exposées et zones de référence sont parallèles (soit la majorité des comparaisons; voir figure 3 et Environnement Canada, 2004a). On notera également que la figure 2 fournit un résumé complet des différences mesurées (c.-à-d. qu'elle inclut toutes les différences, qu'elles soient statistiquement significatives ou non). Au cycle 3, comme au cycle 2, c'est le coefficient de condition qui présente les plus petites différences en pourcentage (de -15 % à 25 %) entre zones exposées et zones de référence; ce petit intervalle de variation nous a amené à fixer un SCE plus petit que celui utilisé pour le poids des gonades et le poids du foie. Les différences en pourcentage pour le poids des gonades au cycle 3 varient entre -100 % et 70 %, et les différences pour le poids du foie varient entre -55 % et 120 %. Encore une fois, la distribution est très semblable à celle observée au cycle 2. À l'échelle du pays, on observe donc un haut niveau de reproductibilité de l'ampleur et de la distribution des différences mesurées dans les cycles 2 et 3. Ce phénomène est probablement lié à la régularité des réponses d'un cycle à l'autre, dont nous parlons à la section 4.3.

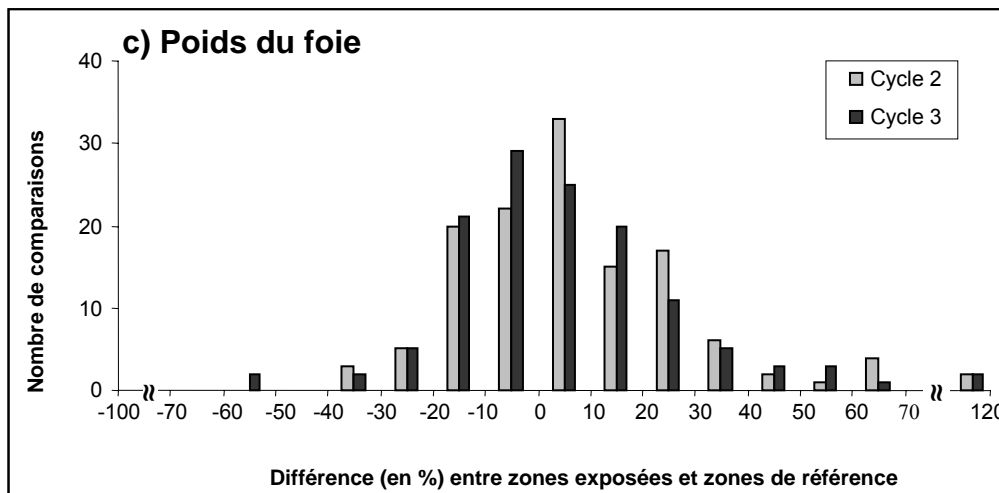
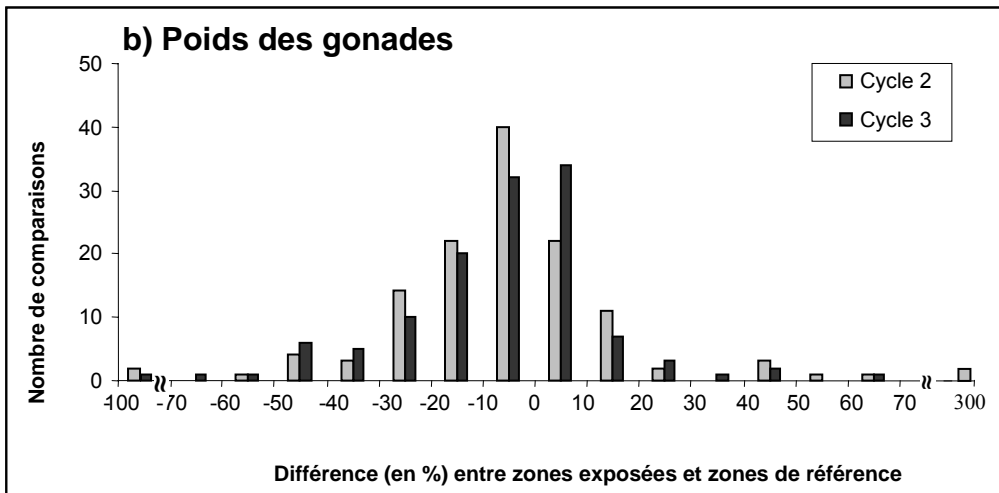
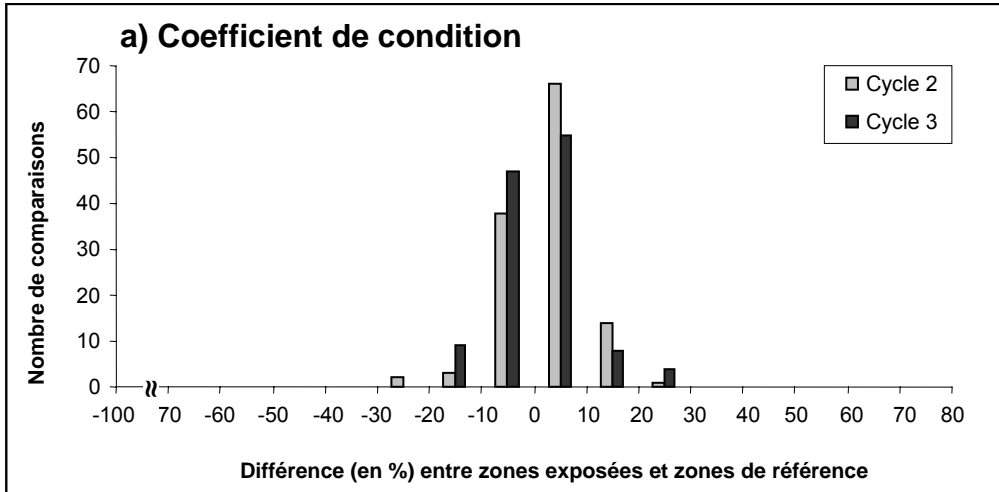


Figure 2: Distribution des différences mesurées (en pourcentage) entre les poissons des zones exposées et des zones de référence aux cycles 2 et 3 pour a) le coefficient de condition, b) le poids des gonades et c) le poids du foie.

La figure 3 montre le nombre de comparaisons à effet significatif et à effet non significatif pour le coefficient de condition, le poids des gonades et le poids du foie. Les effets significatifs sont divisés en trois groupes. Dans le premier, on observe une interaction significative. Les pentes de l'analyse de covariance des données d'exposition et des données de référence sont statistiquement différentes et peuvent donc être considérées comme non parallèles. Dans ce cas, par exemple, l'exposition aux effluents affecte différemment le poids des gonades pour des poissons de taille différente, par rapport aux poissons de la zone de référence, ce qui entraîne des pentes non parallèles pour les régressions entre le poids des gonades et le poids corporel dans l'analyse de covariance des données des zones exposées et des zones de référence. Dans les deux autres groupes d'effets significatifs, les pentes d'exposition et de référence ne sont pas significativement différentes (il n'y a pas d'interaction significative et l'effet de l'exposition aux effluents est donc à peu près le même pour des poissons de tailles différentes). Dans la première de ces deux dernières catégories de comparaisons, les moyennes ajustées de l'analyse de covariance de l'exposition et de la référence sont significativement différentes, mais la taille de l'effet est plus petite que le SCE. Dans la deuxième de ces catégories, les moyennes ajustées de l'analyse de covariance de l'exposition et de la référence sont significativement différentes, mais la taille de l'effet est plus grande que le SCE. On notera qu'il n'y a pas encore de SCE pour les cas où les pentes de l'analyse de covariance ne sont pas parallèles. Pour plus de renseignements sur l'analyse de covariance et son interprétation, on consultera Environnement Canada (2004a).

L'addition des comparaisons illustrées par la figure 3 révèle qu'entre 40 % et 60 % des comparaisons de chaque mesure terminale sont significatives. De plus, pour chacune des mesures, de 20 % à 25 % des comparaisons significatives dépassent le SCE. Le nombre d'effets dépassant le SCE est donc relativement stable d'une mesure terminale à l'autre.

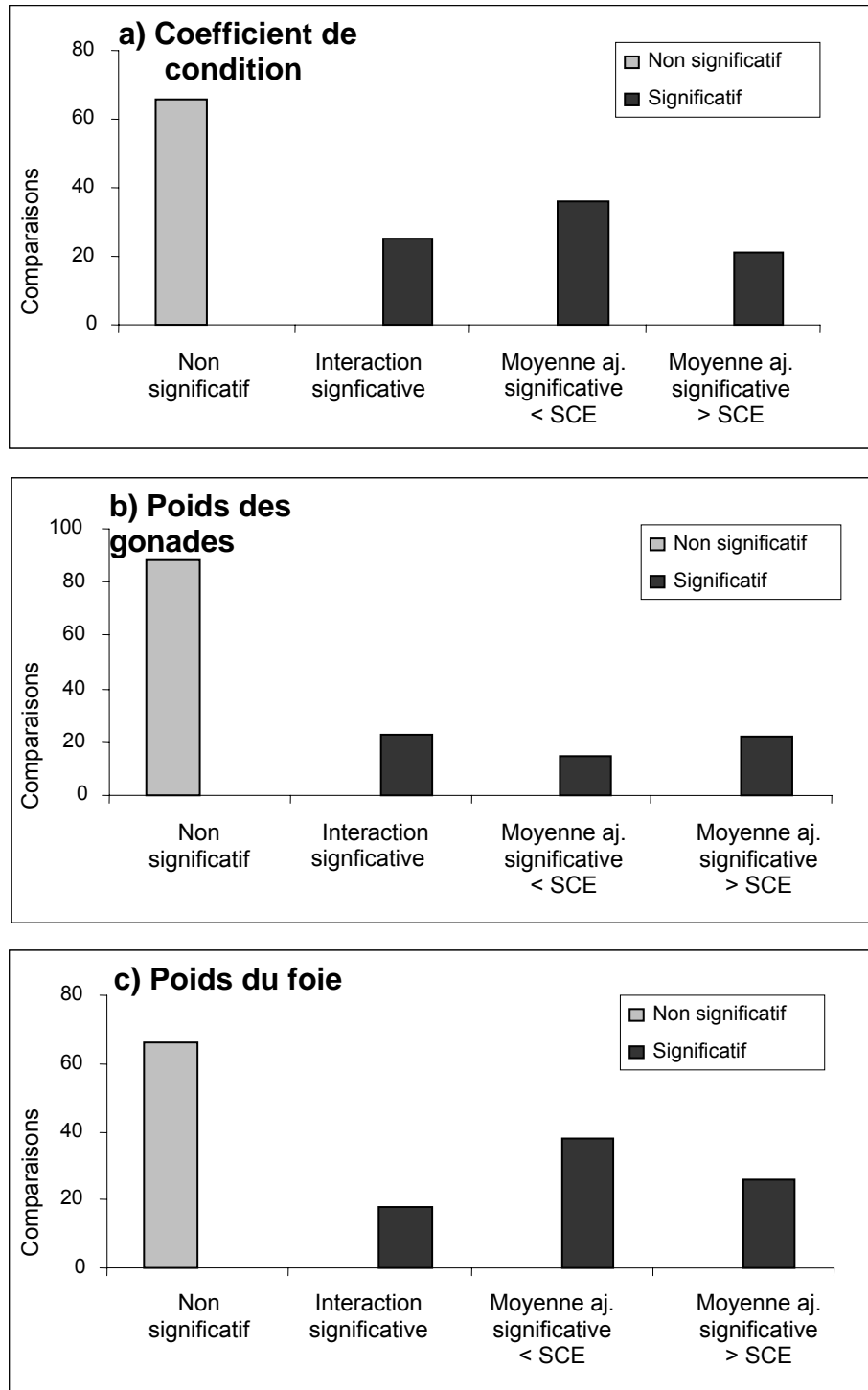


Figure 3 : Nombre de comparaisons entre poissons exposés et poissons de référence sans différence significative, avec une interaction significative, avec une différence significative des moyennes ajustées plus petite que le SCE et une différence significative des moyennes ajustées plus grande que le SCE pour a) le coefficient de condition, b) le poids des gonades et c) le poids du foie.

Dans une étude sur les poissons, une usine fera une surveillance ciblée (couvrant la taille et l'étendue géographique de l'effet) lorsqu'il y a dépassement statistiquement significatif d'un SCE, dans la même direction, pour le même sexe et la même espèce, pendant deux cycles consécutifs. Aux cycles 2 et 3, cela a été le cas pour environ 15 % des usines ayant réalisé des études sur les poissons. Environ les trois quarts de ces usines aux effets importants dans les deux cycles ont dépassé le SCE pour le coefficient de condition, la moitié pour le poids des gonades et le quart pour le poids du foie. La moitié de ces usines ont dépassé le SCE pour deux mesures terminales, alors que le reste ne l'a fait que pour une mesure terminale seulement. Dans les zones exposées des usines qui devront faire une surveillance ciblée, le coefficient de condition et le poids du foie sont d'habitude plus élevés (signe d'enrichissement en éléments nutritifs) et le poids des gonades plus faible (signe de perturbation de l'allocation des ressources aux gonades; voir la section 4.3).

4.3 *Profils de réponse et méta-analyses*

Au cycle 2, on a observé, dans les ESEE sur les poissons, trois profils de réponse principaux (Lowell *et al.*, 2003). Ces réponses, et les changements dans les mesures terminales d'ESEE qui leur sont associés, ont été amplement décrits dans des documents publiés (voir Munkittrick *et al.*, 1991, 1994, 2000). Toutefois, on notera que d'autres profils de réponses peuvent survenir dans certaines usines. Le premier des trois profils principaux, l'enrichissement en éléments nutritifs, est généralement associé à l'augmentation du poids des gonades et du foie et à l'augmentation du coefficient de condition et, souvent, du taux de croissance (poids selon l'âge). Le deuxième profil principal, la limitation des éléments nutritifs accompagnée de toxicité chimique et d'autres effets inhibiteurs, est associé à des diminutions dans ces mesures terminales. Pour nous, la limitation des éléments nutritifs consiste en une combinaison de disponibilité limitée de nourriture, de suppression de l'appétit et/ou d'altération du processus d'absorption de la nourriture (ce qui entraîne la diminution de plusieurs mesures terminales). Des facteurs autres que la disponibilité des éléments nutritifs (comme la toxicité chimique) peuvent également contribuer à la diminution de plusieurs mesures terminales. La toxicité chimique peut aussi parfois entraîner une augmentation de la taille du foie (à cause du mécanisme de détoxification) en même temps que la diminution des autres mesures terminales.

Le troisième profil observé au cycle 2, qui est aussi le plus important, est associé à des augmentations du coefficient de condition et du poids du foie et à une diminution du poids des gonades. Il s'agit du profil national moyen (figure 4), qui indique généralement un enrichissement en éléments nutritifs doublé d'une perturbation métabolique (Munkittrick *et al.*, 2000). Les moyennes nationales (moyennes générales) de la figure 4 montrent donc que les poissons des zones exposées aux effluents grandissent significativement plus vite (augmentation du poids avec l'âge), sont significativement plus gras (augmentation du coefficient de condition) et possèdent des foies significativement plus grands que les poissons des zones de référence, mais qu'ils présentent aussi des gonades significativement plus petites. Ce profil de réponse peut se rencontrer lorsque l'exposition aux effluents perturbe l'allocation normale des ressources

au développement des gonades et peut s'accompagner d'une dérégulation endocrinienne associée à une production insuffisante d'hormones stéroïdes sexuelles (Munkittrick *et al.*, 1991; Van Der Kraak *et al.*, 1992; Damstra, 2002).

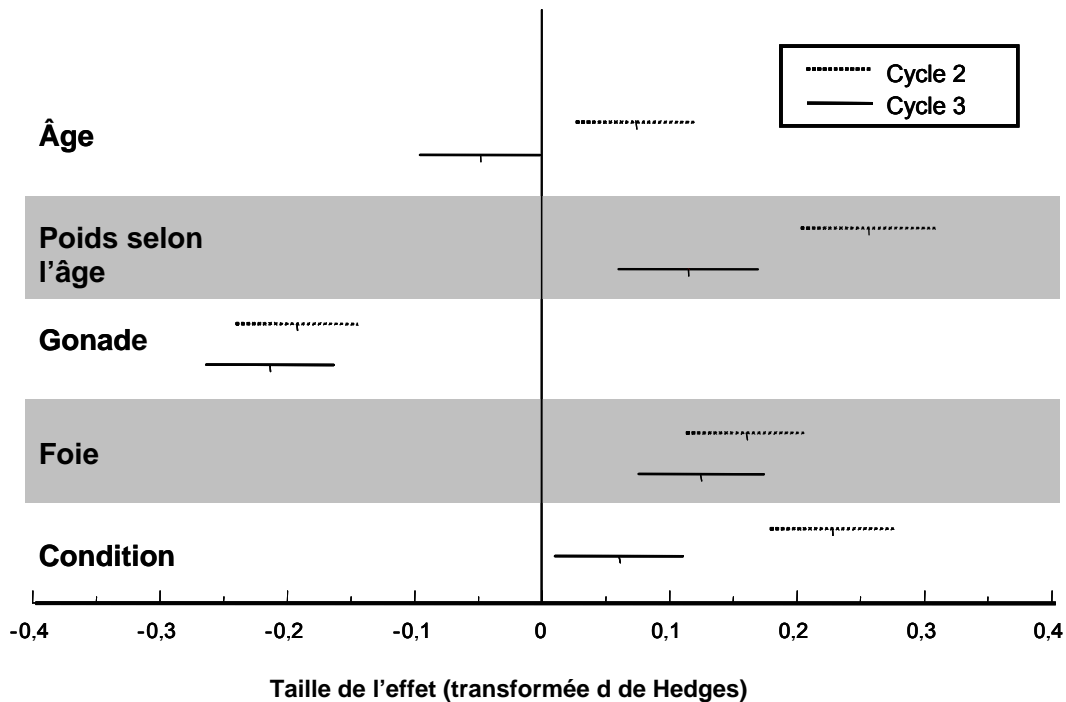


Figure 4 : Moyennes générales de cinq mesures terminales importantes des cycles 2 (C2) et 3 (C3). Les barres d'erreur représentent des intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons pour : l'âge (C2 = 133; C3 = 138), la condition (C2 = 123; C3 = 123), les gonades (C2 = 126; C3 = 124), le foie (C2 = 128; C3 = 129), le poids selon l'âge (C2 = 100; C3 = 105).

Bien que les réponses observées au cycle 3 soient aussi diverses que celles observées au cycle 2, les réponses moyennes nationales des deux cycles sont plutôt semblables : les poissons exposés ont un taux de croissance, un coefficient de condition et un poids du foie significativement plus élevés, mais un poids des gonades significativement plus faible (figure 4). Le profil moyen national au cycle 3 correspond donc lui aussi à un enrichissement en éléments nutritifs doublé d'une perturbation métabolique. Si on observe la même diminution du poids des gonades qu'au cycle 2, l'augmentation du coefficient de condition et du taux de croissance est moins importante, ce qui indique peut-être une diminution des effets de l'enrichissement en éléments nutritifs au cycle 3. On observe un autre changement de tendance entre les deux cycles : alors qu'on constatait, au cycle 2, une augmentation de l'âge moyen des poissons exposés, c'est une diminution de l'âge moyen qui est constatée au cycle 3. On notera que les mesures terminales d'âge et de poids selon l'âge ne sont incluses ici qu'à titre d'information. On doit toutefois les interpréter avec prudence, à cause des difficultés posées par la détermination de l'âge des poissons dans certaines usines (c'est pourquoi nous n'avons pas tenu compte de ces deux mesures terminales pour décider quelles usines

devront assurer une surveillance accrue au cycle 4). Les prochains cycles de collecte de données fourniront plus de renseignements sur la question.

La figure 5 montre les résultats des méta-analyses réalisées afin d'étudier l'influence du sexe sur la réponse des poissons. Les différences entre les sexes sont plus importantes au cycle 3 qu'au cycle 2, où on n'observait de différence que pour le poids des gonades. Lorsqu'on ventile les résultats du cycle 3 selon le sexe des poissons, on réalise que la diminution des effets de l'enrichissement en éléments nutritifs est plus prononcée chez les femelles (poids du foie et coefficient de condition). Le changement dans la réponse selon l'âge est également plus important chez les femelles que chez les mâles. Par contre, la différence des réponses des femelles et des mâles quant au poids des gonades au cycle 3 est à peu près identique à celle du cycle 2, avec une diminution du poids des gonades significativement plus grande chez les femelles dans les deux cycles.

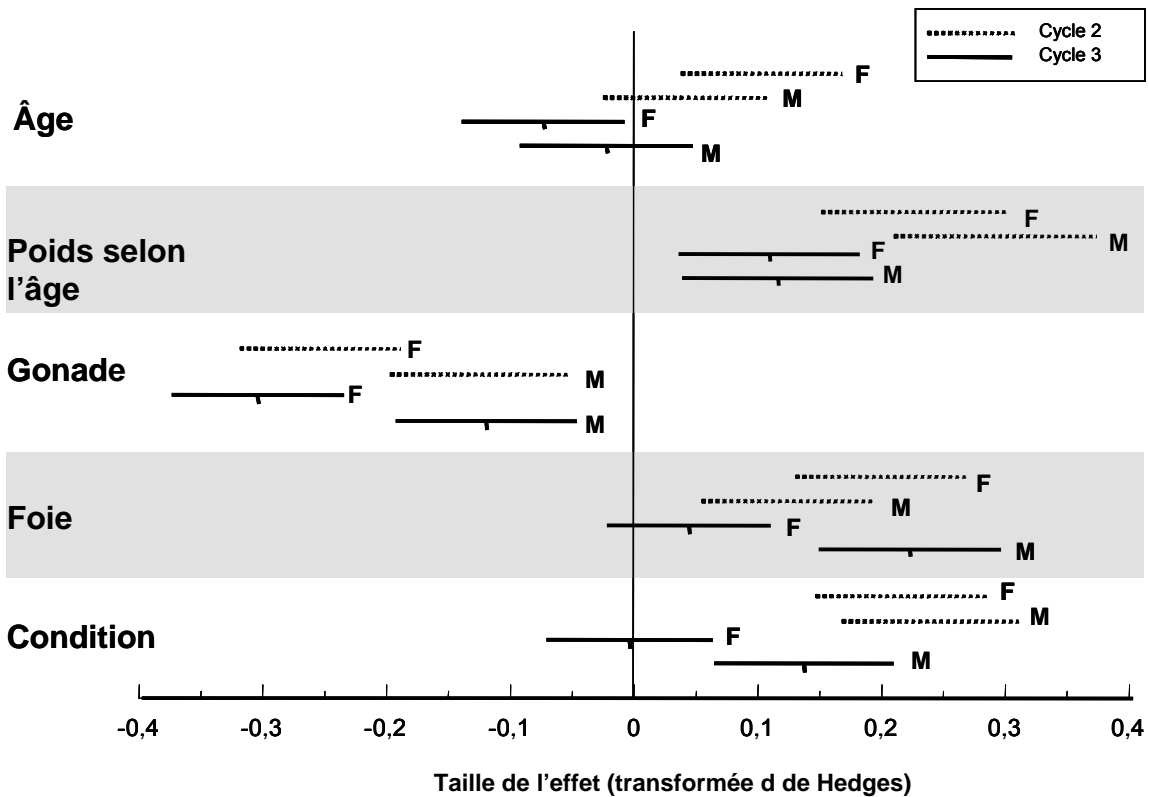


Figure 5 : Cinq mesures terminales importantes sur les poissons, par sexe, aux cycles 2 (C2) et 3 (C3). M = mâle, F = femelle. Les barres d'erreur représentent des intervalles de confiance à 95 %. Nombre de comparaisons pour : l'âge (C2 : F = 67, M = 66; C3 : F = 73, M = 65), la condition (C2 : F = 61, M = 62; C3 : F = 65, M = 58), les gonades (C2 : F = 66, F = 60; C3 : F = 65, M = 59), le foie (C2 : F = 64, M = 64; C3 : F = 70, M = 59), le poids selon l'âge (C2 : F = 50; M = 50; C3 : F = 56, M = 49).

On peut aussi subdiviser les profils nationaux du cycle 3 selon les espèces (figure 6). Pour le meunier noir, le profil de réponse moyen à l'échelle du pays est

identique au profil général moyen et il correspond à un enrichissement en éléments nutritifs doublé d'une perturbation métabolique (augmentation du poids du foie, du coefficient de condition et du taux de croissance et diminution du poids des gonades). Cela reflète probablement la grande proportion d'études utilisant le meunier noir comme espèce sentinelle (voir le tableau 4). Au cycle 3, aucune des autres espèces n'a été utilisée par un grand nombre d'usines. Néanmoins, à des fins de comparaison, nous incluons dans la figure 6 certaines espèces moins souvent utilisées. À cause de leur utilisation moins fréquente, on doit interpréter avec prudence les réponses moyennes de ces autres espèces. On notera toutefois la réponse du choquemort, espèce marine qui a été utilisée le plus souvent et pour laquelle on a constaté une diminution significative de toutes les mesures terminales, ce qui correspond généralement à une limitation des éléments nutritifs doublée de toxicité. Cette réponse est compatible avec la réponse d'inhibition observée chez les communautés d'invertébrés benthiques en milieu marin, dont nous discuterons à la section 6. Nous n'avons pas séparé les données sur les poissons selon l'habitat parce que l'habitat des poissons est moins diversifié que celui des invertébrés (de sorte qu'on peut se contenter de petits échantillons pour certains types d'habitat) et parce que les poissons sont plus mobiles que les invertébrés benthiques (il est donc plus difficile de leur attribuer un type d'habitat d'érosion ou de dépôt).

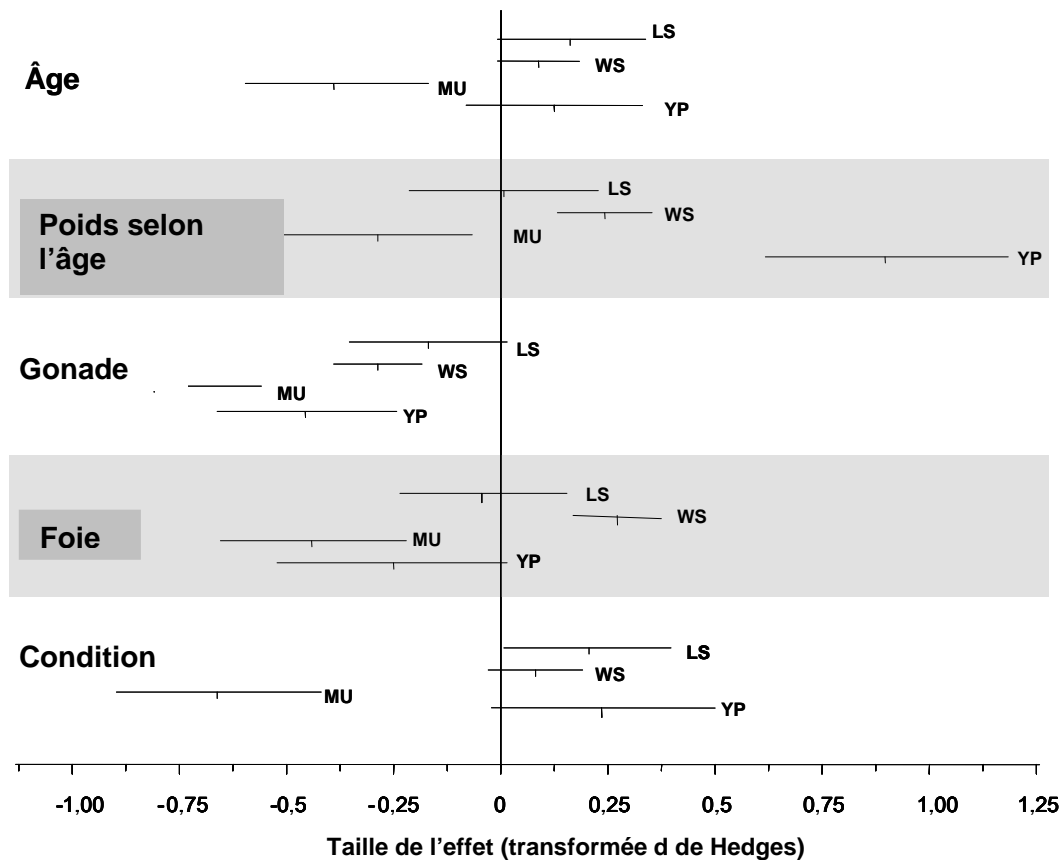


Figure 6 : Cinq mesures terminales importantes, par espèce, pour le cycle 3. Les barres d'erreur représentent des intervalles de confiance à 95 %. LS = meunier rouge (n = 10), WS = meunier noir (n = 34), MU = choquemort (n = 7), YP = perchaude (n = 6). On notera que le nombre *n* de comparaisons pour chacune des espèces est une moyenne des cinq mesures. Certaines mesures n'ont pu être effectuées chez certains poissons, ce qui a entraîné une légère diminution du nombre de comparaisons pour ces mesures.

Dans l'ensemble, les profils de réponse du cycle 3 ressemblent plutôt à ceux observés au cycle 2 (figure 4). Il n'y a pas de changement dans le poids des gonades entre les deux cycles. Les réponses du cycle 3 suggèrent toutefois une diminution des effets de l'enrichissement en éléments nutritifs. Bien que les augmentations du coefficient de condition et du taux de croissance des poissons exposés restent significatives au cycle 3, elles ne sont pas aussi importantes que celles observées au cycle 2. Nous verrons, à la section 8, que ce léger fléchissement de la réponse des poissons peut être le résultat de plusieurs facteurs.

5. Ressources halieutiques et potentiel d'utilisation des poissons

Le programme d'ESEE comprend deux éléments servant à évaluer l'impact des effluents sur le potentiel d'utilisation des ressources halieutiques par les humains : des

tests d'altération et le dosage des dioxines et des furannes dans la chair des poissons. Au cycle 3, deux usines, les mêmes qu'au cycle 2, ont réalisé des tests d'altération servant à déterminer si le goût du poisson s'est altéré (voir Lowell *et al.*, 2003). Les résultats des essais d'une des deux usines confirment que les effluents continuent d'altérer le poisson, même si cette altération est moins intense qu'autrefois à cause des améliorations apportées aux installations de l'usine et aux procédés de traitement des effluents. Les résultats de l'autre étude ne montrent aucune altération au cycle 3.

Au cycle 3, six usines ont dû effectuer des analyses visant à détecter la présence de dioxines et de furannes dans la chair des poissons. Une usine en eau douce a fait ce type d'analyse et cinq usines côtières ont continué à surveiller la chair des poissons parce qu'on avait dû restreindre la pêche après avoir détecté des dioxines et des furannes dans la chair de poissons pêchés à proximité. Dans trois de ces usines côtières, les concentrations en dioxines et en furannes dans la chair des poissons exposés aux effluents dépassent les normes de Santé Canada (Environnement Canada, 2004a).

6. Études sur les communautés d'invertébrés benthiques

Le deuxième élément fondamental du programme d'ESEE est l'étude sur les communautés d'invertébrés benthiques, qui évalue les impacts des effluents d'usines sur l'habitat des poissons. Cette étude fournit des informations sur les ressources alimentaires auxquelles ont accès les poissons et sur le niveau de la dégradation causée à l'habitat par l'enrichissement en matières organiques et les autres formes de contamination physique et chimique. On utilise quatre mesures terminales afin d'évaluer les effets des effluents des usines de pâtes et papiers sur les communautés d'invertébrés benthiques : l'abondance, la richesse taxonomique (c.-à-d. le nombre de taxons), l'indice de régularité de Simpson et l'indice de dissimilitude de Bray-Curtis. On a analysé les taxons au niveau de la famille (ou plus haut, selon les données fournies); pour plus de renseignements sur les choix de niveau de résolution taxonomique, on consultera Bowman et Bailey (1997), Bailey *et al.* (2001), Lenat et Resh (2001) et Culp *et al.* (2003).

6.1 Traitement des données et méthodologie

Au cycle 3, 67 usines ont utilisé un plan contrôle-impact et 20 usines un plan par gradient, une distribution à peu près identique à celle du cycle 2. De plus, au cycle 3, deux usines ont utilisé des études en mésocosmes des invertébrés benthiques, qui n'ont pas été incluses dans l'analyse nationale. Comme dans le cas des études sur les poissons, on a d'abord examiné les données sur les invertébrés benthiques pour y déceler les erreurs; on a rencontré plusieurs difficultés pour ce qui est des données informatiques : 1) les chiffres des fichiers informatiques ne correspondaient pas toujours à ceux des rapports d'interprétation, 2) les densités des invertébrés benthiques n'étaient pas toujours exprimées en individus par mètre carré, 3) le nombre de stations donné dans les fichiers informatiques ne correspondait pas toujours à celui donné dans les rapports d'interprétation et 4) on trouvait parfois, dans les données informatiques, des mentions d'organismes ou de fragments d'organismes qui n'étaient pas inclus dans les analyses du rapport d'interprétation. La grande majorité des données soumises étaient toutefois de

bonne qualité et la plupart des erreurs décelées ont pu être corrigées à la main. Seules trois études sur les invertébrés benthiques ont dû être éliminées de l'analyse nationale à cause d'erreurs survenues lors de la transmission électronique des données.

6.2 *Résumé des tailles d'effet*

Au cycle 3, la distribution et la fourchette des différences en pourcentage entre zones exposées et zones de référence pour l'abondance, la richesse taxonomique, l'indice de régularité de Simpson et l'indice de dissimilitude de Bray-Curtis sont semblables à celles du cycle 2 (figure 7; Lowell *et al.*, 2003). Comme dans le cas des poissons, ce phénomène souligne la reproductibilité des différences mesurées à l'échelle du pays aux cycles 2 et 3 et reflète probablement la régularité des profils de réponse d'un cycle à l'autre (voir aussi la section 6.4). Les différences mesurées ont été calculées comme la différence des moyennes des zones exposées et des zones de référence et sont exprimées comme un pourcentage de la moyenne de la zone de référence. La figure 7 fournit un résumé complet des différences calculées par les usines utilisant un plan contrôle-impact (elle comprend donc les différences qui sont statistiquement significatives et celles qui ne le sont pas). Cette figure ne tient pas compte des usines ayant utilisé un plan par gradient, puisqu'il n'est pas possible de calculer des différences en pourcentage pour ce type de plan; on notera toutefois que, dans le cas des plans par gradient, il est possible de calculer des tailles d'effets normalisées pour permettre une méta-analyse (voir les sections 3 et 6.4).

Comme au cycle 2, l'abondance est la mesure terminale dont la plage est la plus grande, puisqu'elle va d'une diminution de 80 % à une augmentation de plus de 5 500 %. La distribution des différences en pourcentage pour la richesse taxonomique varie entre une diminution de 67 % et une augmentation de 147 %. Les fourchettes des indices de Bray-Curtis et de Simpson varient respectivement de -33 % à 471 % et de -58 % à 227 %. On notera qu'à cause de la méthode de calcul, la plupart des valeurs de l'indice de Bray-Curtis sont positives. Les quelques valeurs négatives sont le résultat de distributions inhabituelles.

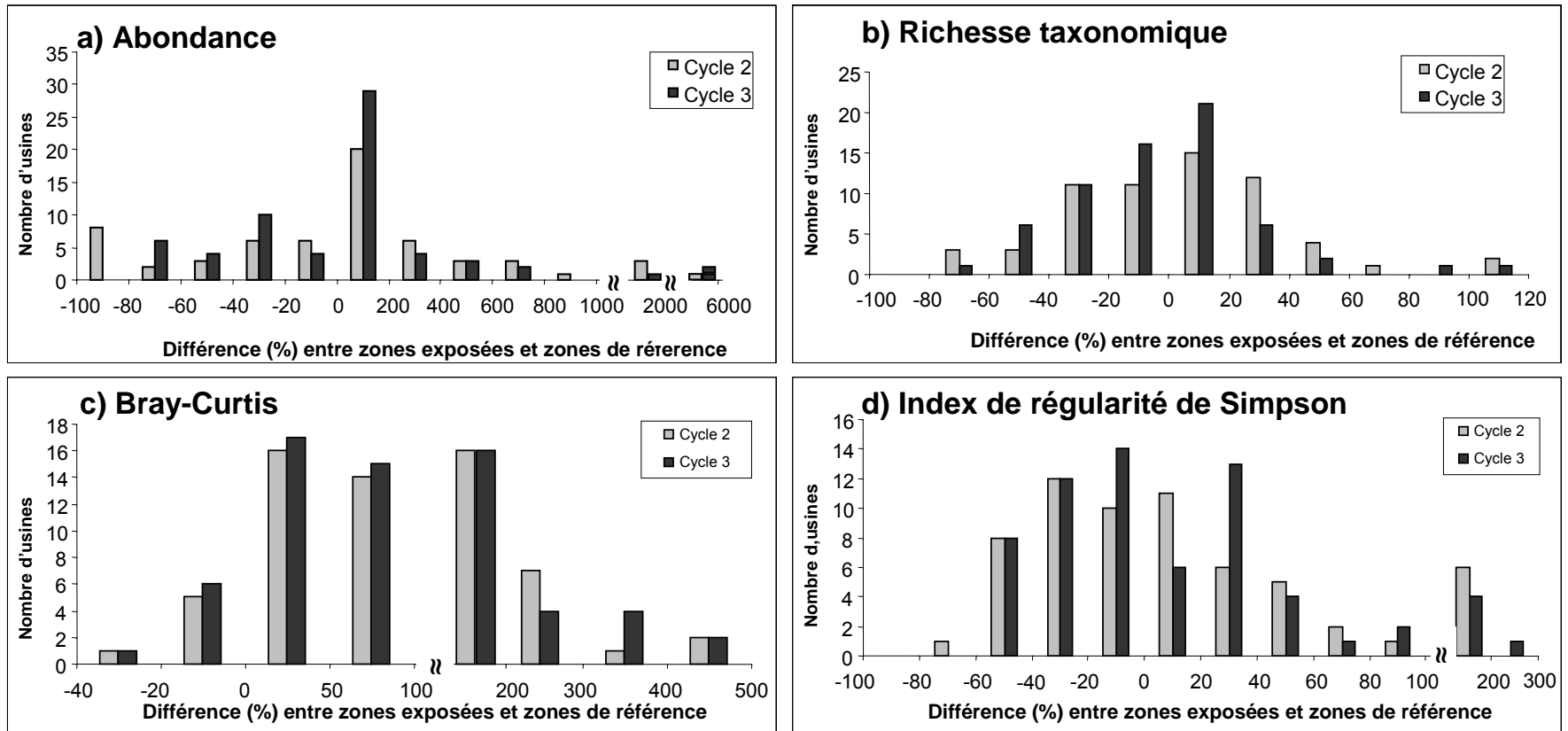


Figure 7 : Distribution des différences (en pourcentage) entre les zones exposées et les zones de référence dans les études sur les invertébrés benthiques (plan contrôle-impact) pour a) l'abondance, b) la richesse taxonomique, c) l'indice de Bray-Curtis et d) l'indice de régularité de Simpson.

La figure 8 utilise tous les résultats du cycle 3 (plan contrôle-impact et plan par gradient). Elle donne le nombre d'usines sans effet significatif et le nombre d'usines avec effet significatif pour les quatre mesures terminales. Les usines à effet significatif y sont aussi séparées en deux groupes : celles pour lesquelles l'effet est plus petit que le SCE de ± 2 écarts types ($\pm 2ET$) et celles pour lesquelles l'effet est plus grand que le SCE de $\pm 2ET$. Aux cycles 2 et 3, les plus grands pourcentages des usines ont des effets non significatifs pour la richesse taxonomique, l'abondance et l'indice de diversité de Simpson. L'indice de Bray-Curtis est la mesure terminale la plus sensible dans les deux cycles et cela se reflète dans le grand nombre d'usines ayant un effet significatif dépassant $\pm 2ET$.

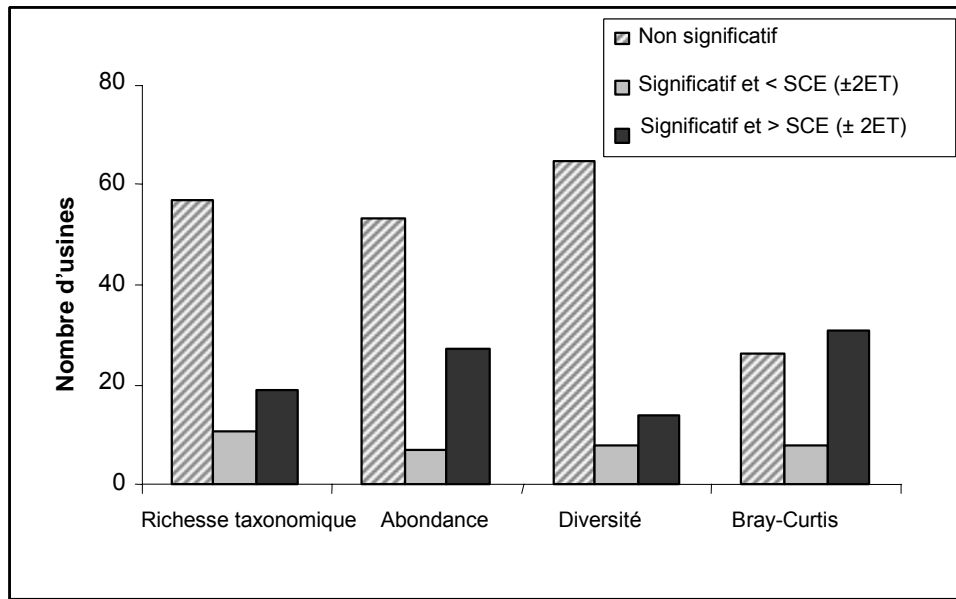


Figure 8 : Nombre d'usines sans différence significative, avec une différence significative plus petite que le SCE de $\pm 2ET$ et avec une différence significative plus grande que le SCE de $\pm 2ET$. Comprend les résultats des études utilisant des plans contrôle-impact ($n = 67$) et des plans par gradient ($n = 20$). On notera qu'il n'y a pas encore de SCE pour les plans par gradient; les usines utilisant un plan par gradient et ayant identifié un effet statistiquement significatif sont donc classées dans la catégorie « significatif et $> SCE$ ». Voir le texte pour plus d'informations. On notera aussi que, pour les études à plan par gradient, il a été impossible de calculer l'indice de Bray-Curtis, puisque celui-ci exige des informations hautement spécifiques qui n'étaient pas disponibles à l'échelle du pays (Lowell *et al.*, 2003).

Même si la figure 8 montre que plusieurs usines n'ont pas relevé d'effet significatif si on considère les mesures terminales indépendamment les unes des autres (sauf l'indice de Bray-Curtis), environ 54 % des usines ayant réalisé des études sur les invertébrés benthiques ont identifié au moins un effet significatif dans au moins une des

mesures terminales au cycle 3. Dans environ la moitié de ces usines, la richesse taxonomique ou l'abondance dépassait le SCE de $\pm 2ET$.

Une usine qui utilise un plan contrôle-impact devra faire une surveillance ciblée (ampleur et étendue géographique) au cycle 4 si le SCE d'abondance et de richesse taxonomique y a été dépassé (de façon statistiquement significative) dans la même direction lors de deux cycles consécutifs (cycles 2 et 3). Une usine qui utilise un plan par gradient devra faire une surveillance ciblée au cycle 4 si on y a mesuré un effet statistiquement significatif (coefficient de corrélation significatif) pour l'abondance et la richesse taxonomique, dans la même direction, lors des cycles 2 et 3. Étant donné qu'il est plus difficile de détecter les effets dans les plans par gradient que dans les plans contrôle-impact (Lowell *et al.*, 2003), il est probable que, parmi les usines utilisant des plans par gradient, seules celles qui ont des effets particulièrement importants devront accroître leur surveillance. De la même façon, parmi les usines utilisant des plans contrôle-impact, seules celles qui ont des effets particulièrement importants devront accroître leur surveillance, puisque les effets y seront à la fois statistiquement significatifs et plus grands que le SCE.

Si on considère le dépassement du SCE comme un signe d'impacts importants sur un site et qu'on examine le nombre de ces dépassements aux cycles 2 et 3, on peut estimer qu'environ 20 % des usines ayant réalisé une étude sur les invertébrés benthiques devront accroître leur surveillance. Environ la moitié de ces usines dépassent le SCE de l'abondance, environ un tiers le SCE de la richesse taxonomique et les autres dépassent les SCE de l'abondance et de la richesse taxonomique. La majorité de ces usines présentent des mesures terminales significativement plus élevées dans la zone exposée; toutefois, la majorité des usines dépassant uniquement le SCE de la richesse taxonomique ont des mesures terminales significativement plus faibles dans la zone exposée. Ce phénomène a aussi été observé au cycle 2. Les augmentations significatives de l'abondance sont d'habitude un signe d'eutrophisation généralisée. Une diminution de la richesse taxonomique, quant à elle, indique probablement une eutrophisation plus prononcée, la toxicité et/ou l'étouffement (voir la section suivante).

6.3 *Profils de réponse et méta-analyses*

Les études sur les invertébrés benthiques du cycle 2 permettent d'observer trois profils de réponse principaux (Lowell, 2003). Ceux-ci sont illustrés à la figure 9, qui montre les changements prévus dans l'abondance, la richesse taxonomique et la structure de la communauté selon les variations de qualité des effluents (les effets des effluents sur les invertébrés sont décrits par Lowell *et al.*, 1995, 2000; Chambers *et al.*, 2000; Culp *et al.*, 2000; Lowell et Culp, 2002). La « qualité des effluents » dont nous parlons ici est celle à laquelle sont soumis les organismes sur le terrain et non celle qu'on peut mesurer en laboratoire. L'axe horizontal indique le niveau de qualité, les effluents de meilleure qualité et les effets les moins nocifs étant à gauche et les effluents de moins bonne qualité et les effets les plus nocifs à droite. Les effets les plus nocifs peuvent aussi être associés à des effets antérieurs (comme l'étouffement causé par les tapis de fibres produits par l'usine au cours des ans).

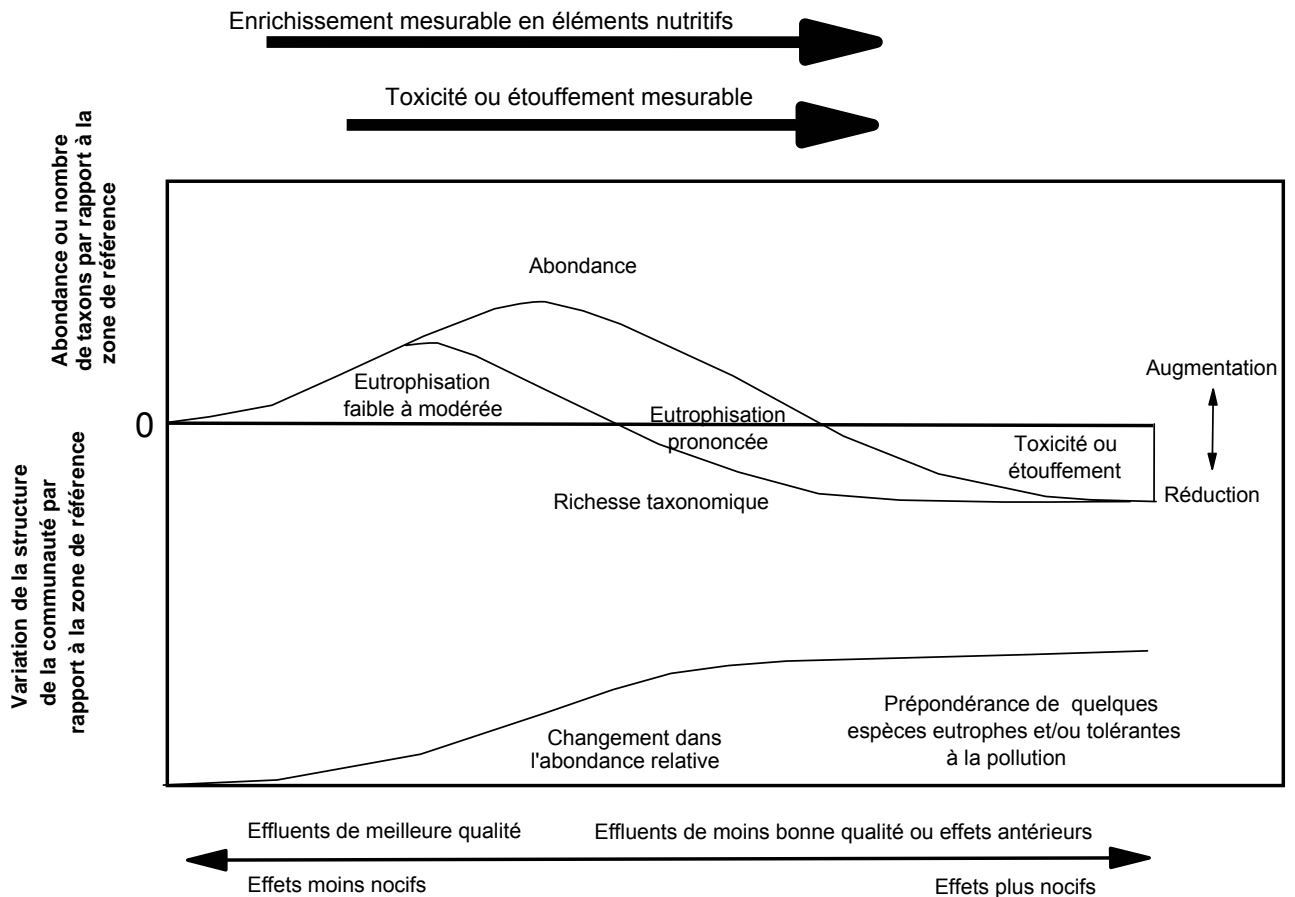


Figure 9 : Profils de réponse prévus dans les communautés d’invertébrés benthiques (Lowell *et al.*, 2003).

En règle générale, l’enrichissement en éléments nutritifs (ou l’eutrophisation) augmente de gauche à droite, comme le niveau de toxicité et l’importance des effets d’étouffement (figure 9). L’enrichissement en éléments nutritifs peut souvent se mesurer mieux que la toxicité dans des eaux à faible concentration en effluents, car les effets de toxicité sont souvent masqués par l’eutrophisation lorsque les concentrations sont faibles ou modérées. Une eutrophisation faible est typiquement accompagnée d’augmentations de l’abondance et de la richesse taxonomique. Une eutrophisation modérée est typiquement accompagnée d’une augmentation plus faible de la richesse taxonomique, mais l’abondance peut encore être en augmentation. Une eutrophisation plus prononcée s’accompagne normalement d’une diminution de la richesse taxonomique, même si l’abondance reste plus élevée que dans la zone de référence. Finalement, une diminution de la richesse taxonomique et de l’abondance est d’habitude un signe d’effets inhibiteurs généraux, comme la toxicité ou l’étouffement.

Dans le programme d’ESEE, les changements dans la structure des communautés d’invertébrés correspondent à des changements dans l’indice de dissimilitude de Bray-Curtis. D’habitude, la valeur de l’indice augmente lorsque la qualité des effluents diminue, ce qui indique des changements dans la structure des populations

(particulièrement dans leur composition). Ce phénomène est illustré au bas de la figure 9. L'indice de diversité mesure des changements dans la structure de la communauté. Il diminue (mais augmente parfois) avec la diminution de la qualité des effluents. On doit toutefois rappeler que les changements dans la composition des populations ne sont pas toujours liés à des changements dans l'abondance ou la richesse taxonomique, puisque les populations benthiques peuvent être affectées de multiples façons. À cause d'effets directs ou indirects complexes (p. ex. le remplacement d'espèces plus sensibles par des espèces moins sensibles), l'exposition aux effluents peut avoir des effets importants sur la composition de la communauté sans qu'il y ait d'effets importants sur l'abondance ou la richesse taxonomique, et vice versa.

Le profil national moyen du cycle 2 correspond à une eutrophisation faible à modérée, marquée par une augmentation de l'abondance et une stabilité de la richesse taxonomique moyenne à l'échelle nationale (même si on a pu observer, dans des sous-groupes d'usines, des augmentations ou des diminutions significatives de la richesse taxonomique) (figure 10; Lowell *et al.*, 2003). On notera que la figure 10 reflète seulement les données des études contrôle-impact, qui sont les plus courantes dans le programme d'ESEE. Cela permet la comparaison directe des quatre mesures terminales (le calcul de l'indice de Bray-Curtis pour les usines utilisant un plan par gradient exige des informations hautement spécifiques qui n'étaient pas disponibles à l'échelle du pays; Lowell *et al.*, 2003).

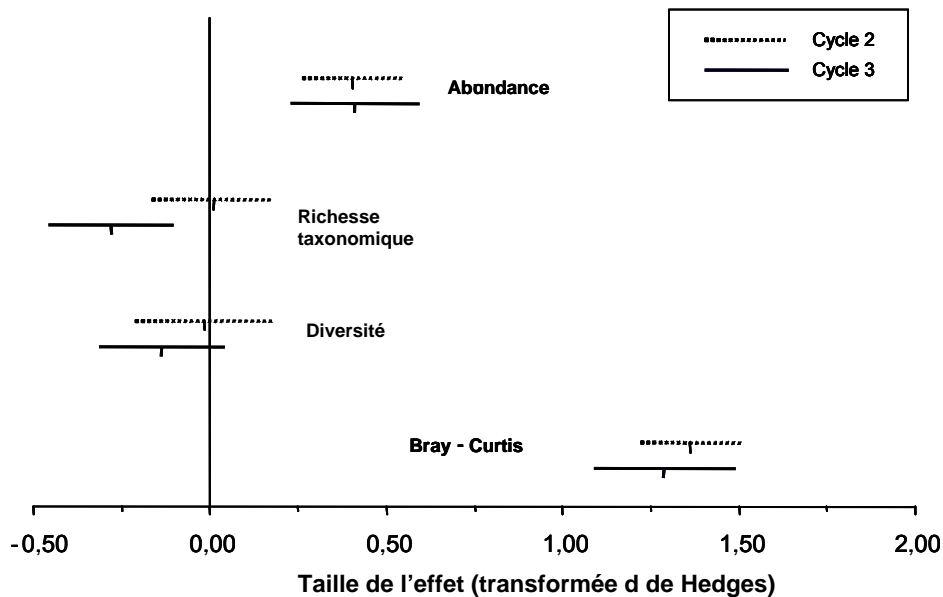


Figure 10 : Moyennes générales des études contrôle-impact des cycles 2 (n = 62) et 3 (n = 55). Les barres d'erreur représentent des intervalles de confiance à 95 %.

Le profil de réponse national moyen du cycle 3 est semblable à celui observé pendant le cycle 2, même si on peut observer certains changements dans le niveau de réponse (figure 10; les moyennes générales font la moyenne des données pour tous les habitats à l'échelle du pays). Les deux cycles présentent la même abondance moyenne.

Toutefois, il y a, au cycle 3, une diminution significative de la richesse taxonomique des zones exposées par rapport aux zones de référence, ce qui indique peut-être une plus grande eutrophisation qu'au cycle 2 (surtout causée par un changement de la réponse dans les habitats des zones de sédimentation en eau douce; voir plus loin). Comme pour l'abondance, les mesures de diversité et de Bray-Curtis des deux cycles se ressemblent fortement, surtout pour les usines utilisant un plan contrôle-impact. L'inclusion des données des usines utilisant un plan par gradient – moins nombreuses – a peu d'effet sur les profils généraux illustrés à la figure 10, sauf pour un léger déplacement de la diversité vers la gauche au cycle 2 et vers la droite au cycle 3 (ces résultats ne sont pas montrés ici). La diminution de l'indice de diversité dans les zones exposées par rapport aux zones de référence (significative pour les usines à plan par gradient au cycle 3, mais pas au cycle 2) est un effet assez courant des stressseurs sur les communautés d'invertébrés benthiques.

Dans les cycle 2 et 3, on a observé des différences sensibles selon le type d'habitat (figure 11). Dans la figure 11, afin de générer un plus grand nombre de comparaisons pour les types d'habitat les moins souvent utilisés, nous combinons les données des études à plan contrôle-impact et à plan par gradient, ce qui est possible puisque nous n'incluons pas la mesure terminale de Bray-Curtis. Aux deux cycles, on observe une augmentation de l'abondance et au moins une tendance à l'augmentation de la richesse taxonomique dans les habitats des zones d'érosion des rivières, ce qui indique une eutrophisation faible à modérée.

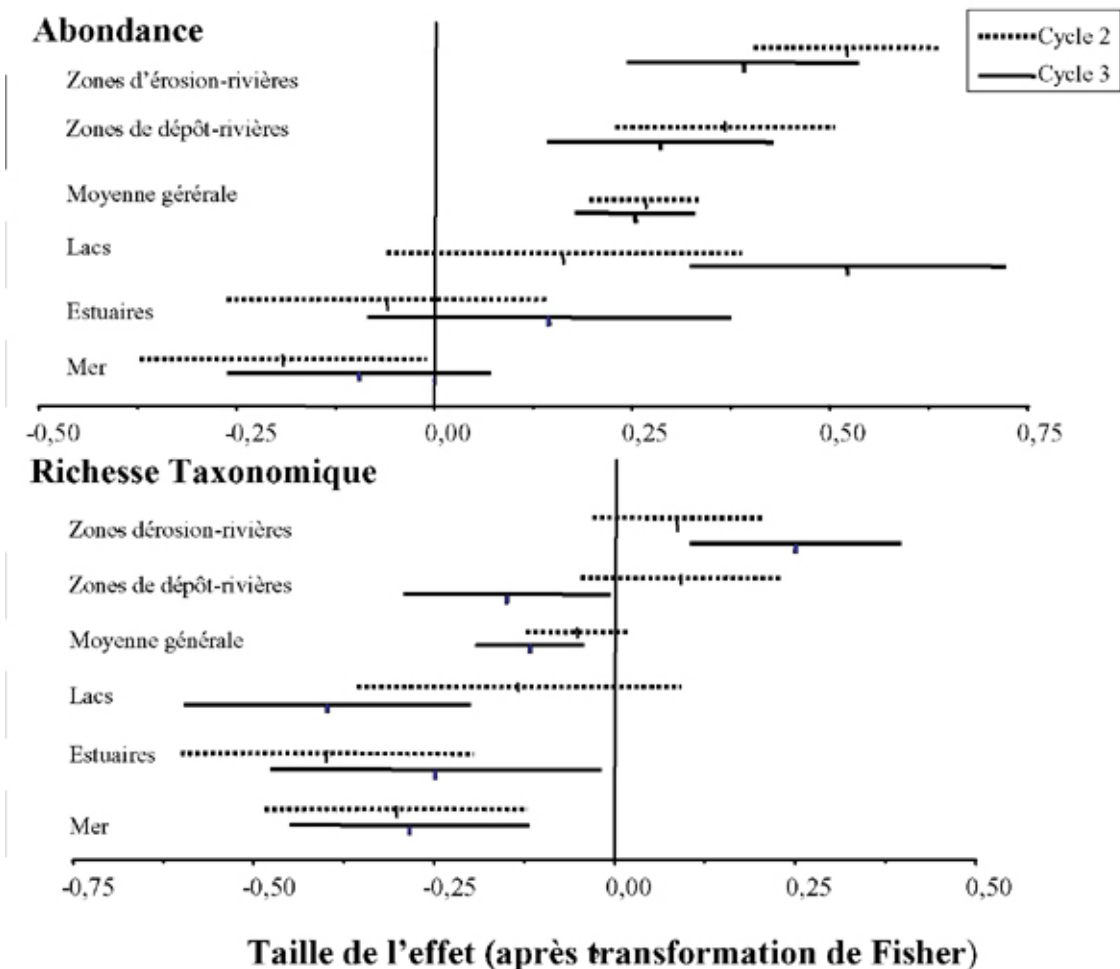


Figure 11 : Abondance et richesse taxonomique, par type d'habitat, aux cycles 2 (C2) et 3 (C3). Les barres d'erreur représentent des intervalles de confiance à 95 %. Nombre d'études en zones d'érosion en rivière (C2 = 34; C3 = 21), en zones de dépôt en rivière (C2 = 21; C3 = 23), en lacs (C2 = 7; C3 = 9), en estuaires (C2 = 8; C3 = 10), en mer (C2 = 13; C3 = 12).

Dans les habitats marins et estuariens, on observe une diminution significative de la richesse taxonomique aux deux cycles (figure 11). Dans les habitats marins, il y a une diminution significative de l'abondance au cycle 2, mais celle-ci n'est pas significative au cycle 3. On observe le même type de léger déplacement vers la droite pour les habitats estuariens, ce qui reflète peut-être une diminution des effets mesurés dans les habitats marins au cycle 3. Toutefois, à cause du haut niveau de chevauchement entre les deux cycles, il serait prématuré de vouloir tirer des conclusions fermes.

Dans les habitats des zones de dépôt en eau douce (zones de dépôt en rivières et lacs), on observe des augmentations semblables de l'abondance aux deux cycles. Au cycle 3, par contre, il y a, dans ces habitats, une diminution significative de la richesse

taxonomique dans les zones exposées par rapport aux zones de référence (ce n'était pas le cas au cycle 2). Cela suggère une augmentation de l'eutrophisation dans ces habitats pendant le cycle 3. Ce phénomène est aussi la cause du changement de la moyenne générale de la richesse taxonomique observé dans la figure 10.

Comme pour les poissons, les profils de réponse des invertébrés benthiques des cycles 2 et 3 sont plutôt semblables. Les moyennes générales des mesures d'abondance, de l'indice de Bray-Curtis et (pour les usines à plan contrôle-impact) de l'indice de diversité se chevauchent fortement. On observe toutefois des déplacements du niveau de réponse pour certains types d'habitat. Comme on le verra à la section 8, les causes de ces déplacements peuvent être multiples.

7. Essais de toxicité sublétales

7.1 Introduction

Dans le cadre du programme d'ESEE, toutes les usines de pâtes et papiers du Canada doivent mesurer le niveau de toxicité sublétales de leurs effluents. Deux fois par année, en été et en hiver, les usines font une série de trois essais sur : 1) le développement des premiers stades des poissons, 2) la reproduction d'un invertébré et 3) l'inhibition de la croissance ou la reproduction des algues. Les essais de toxicité sublétales se font selon des méthodes fixées par règlement et s'appliquent à différentes espèces selon le type d'environnement récepteur (pour les méthodes spécifiques, voir Environnement Canada, 2004a).

Aux fins de la présente évaluation nationale, les résultats des essais de toxicité sublétales sont utilisés pour mesurer les changements dans la qualité des effluents. À l'échelle des usines, ces données peuvent aussi servir à comprendre et à estimer, dans les situations où les rejets sont multiples, les apports relatifs des diverses sources aux effets observés dans le milieu récepteur.

La mesure terminale utilisée pour mesurer la qualité des effluents est la *concentration inhibitrice de 25 % (CI₂₅)* — c.-à-d., la concentration de l'effluent à laquelle on observe une inhibition (de la croissance ou de la reproduction, par exemple) de 25 % chez les organismes d'essai exposés par rapport aux organismes de référence. Dans un essai en eau douce, si l'effluent à pleine concentration n'a pas d'effet inhibiteur de 25 %, la mesure terminale obtient une valeur de ≥ 100 %. Pour les essais en eau salée, la plus forte concentration pour les effluents ajustés pour la salinité est de ≥ 60 %. On notera donc que, dans les essais en milieu estuarien/marin, si l'effluent à pleine concentration n'a pas d'effet inhibiteur de 25 %, la mesure terminale obtient une valeur de ≥ 60 % parce qu'il s'agit de la plus haute concentration pouvant être utilisée lorsqu'on ajoute, comme c'est normalement le cas, une saumure hautement concentrée à l'effluent afin d'en ajuster la salinité. On a récemment modifié la méthode d'ajustement de la salinité. On ajoutera maintenant des sels secs. Cette méthode rendra possible les essais sur des effluents à pleine concentration.

7.2 Mesure des variations de qualité des effluents d'un cycle à l'autre

On peut utiliser les mesures terminales de toxicité sublétales pour comparer la qualité des effluents à des moments différents. Nous avons comparé les distributions des mesures terminales des cycles 1, 2 et 3 de toutes les usines canadiennes pour chacune des espèces d'eau douce et d'eau salée utilisées (figures 12 et 13). Pour chaque essai, nous avons rassemblé toutes les CI_{25} et calculé les pourcentages des essais dans chaque fourchette de concentration des effluents (c.-à-d., $\geq 100\%$ v/v, de $\geq 60\%$ à $< 100\%$ v/v, de $\geq 36\%$ à $< 60\%$ v/v, etc.). Par exemple, la figure 12a illustre les résultats des essais de toxicité sublétales sur le cladocère *Ceriodaphnia dubia* aux cycles 1, 2 et 3. Les barres verticales indiquent le pourcentage des essais de chacun des cycles dans lesquels *C. dubia* a montré une inhibition de 25 % à cette limite de concentration. Au cycle 1, cet effet inhibiteur a été observé, dans une proportion importante des essais, à des concentrations d'effluents inférieures à 1 %; toutefois, aux cycles 2 et 3, cet effet n'a pas été observé, à des concentrations plus grandes ou égales à 100 %, dans 25 % à 30 % des usines.

Les données de toxicité sublétales du cycle 3 ressemblent à celles du cycle 2 pour les espèces d'essai en eau douce (*C. dubia*, la tête-de-boule et l'algue *Selenastrum capricornutum*), ce qui confirme l'amélioration de la qualité des effluents depuis le cycle 1 (figure 12; on notera que *S. capricornutum* est maintenant appelé *Raphidocelis subcapitata*). Dans l'évaluation nationale des données d'ESEE du cycle 2, on attribue cette amélioration de la qualité des effluents à une modernisation des installations de traitement des effluents après le cycle 1. Toutefois, les résultats des essais de toxicité sur la truite arc-en-ciel, qui ne sont utilisés qu'en Colombie-Britannique, indiquent une toxicité modérée des effluents (entre $> 36\%$ v/v et $> 60\%$ v/v) par rapport aux cycles 1 et 2 (figure 12c). Il sera impossible d'en déterminer la raison tant qu'on n'aura pas fait une analyse en profondeur à chacune des usines. On a toutefois signalé certains problèmes de viabilité des oeufs. Pour résoudre la question, on a déplacé la période des essais de janvier à mai, ce qui pourrait avoir eu un effet sur le niveau mesuré de toxicité des effluents.

Pour les essais en eau salée, en particulier pour les essais de toxicité sur la macroalgue rouge *Champia parvula*, sur la capucette barrée et sur *Menidia beryllina*, les résultats du cycle 3 ressemblent à ceux du cycle 2. Les résultats de l'essai de croissance sur *Menidia beryllina* au cycle 3 confirment l'amélioration de la qualité des effluents observée au cycle 2 (figure 13). Les résultats des essais de croissance sur les larves de capucette barrée du cycle 3 n'indiquent aucune toxicité des effluents à pleine concentration, ce qui correspond aux résultats du cycle 2. Par contre, il a été impossible de les comparer avec les résultats du cycle 1, puisque cet essai n'était pas encore utilisé à cette époque (figure 13). Même si les données de toxicité pour *Champia parvula* ont une large distribution, les données des cycles 2 et 3 montrent, en règle générale, une amélioration de la qualité des effluents depuis le cycle 1 (figure 13).

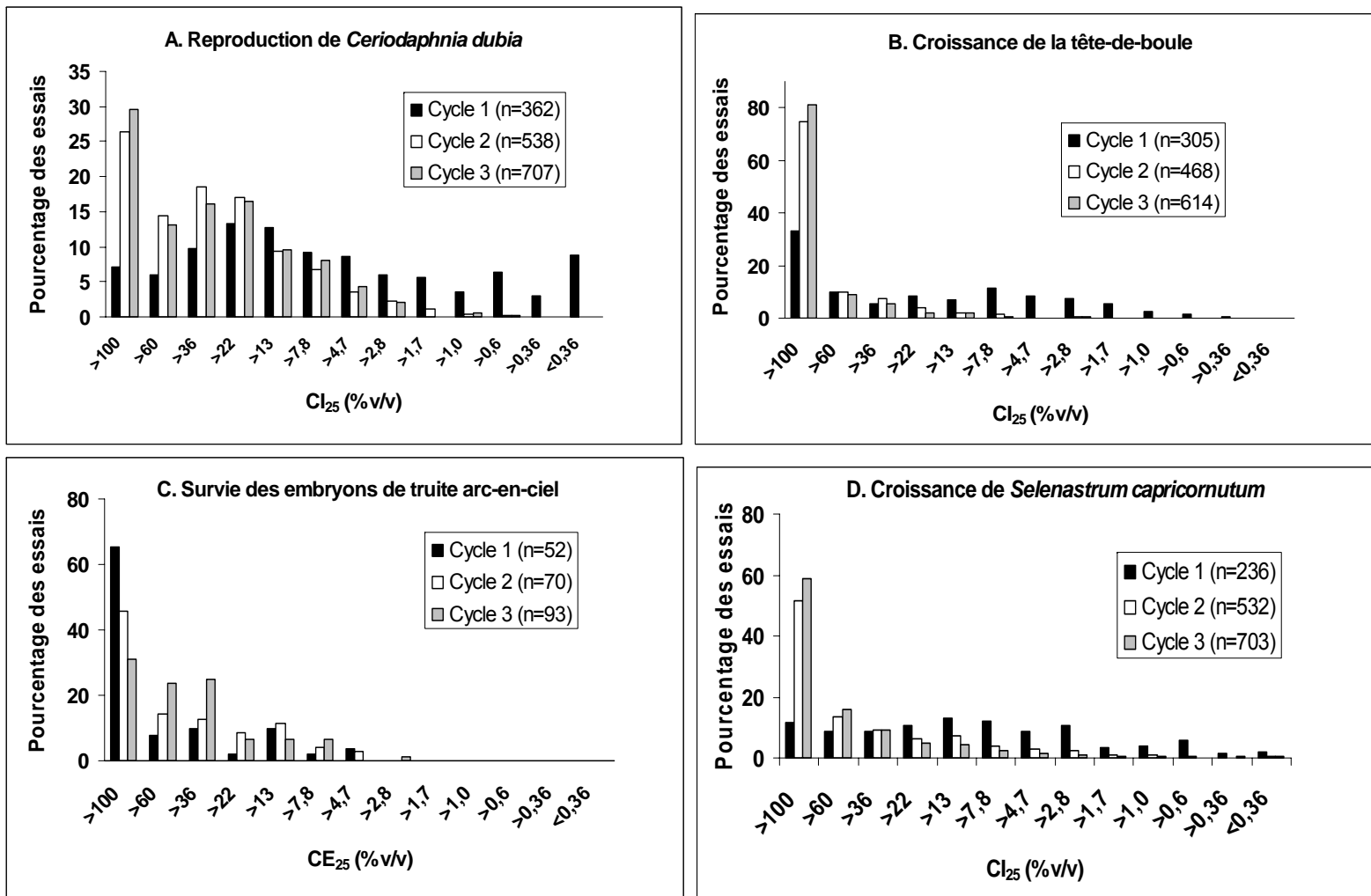


Figure 12 : Comparaison de la toxicité sublétaux aux cycles 1, 2 et 3. On notera que, pour l'essai sur la truite arc-en-ciel, la CE₂₅ est la concentration effective pour 25 % des embryons.

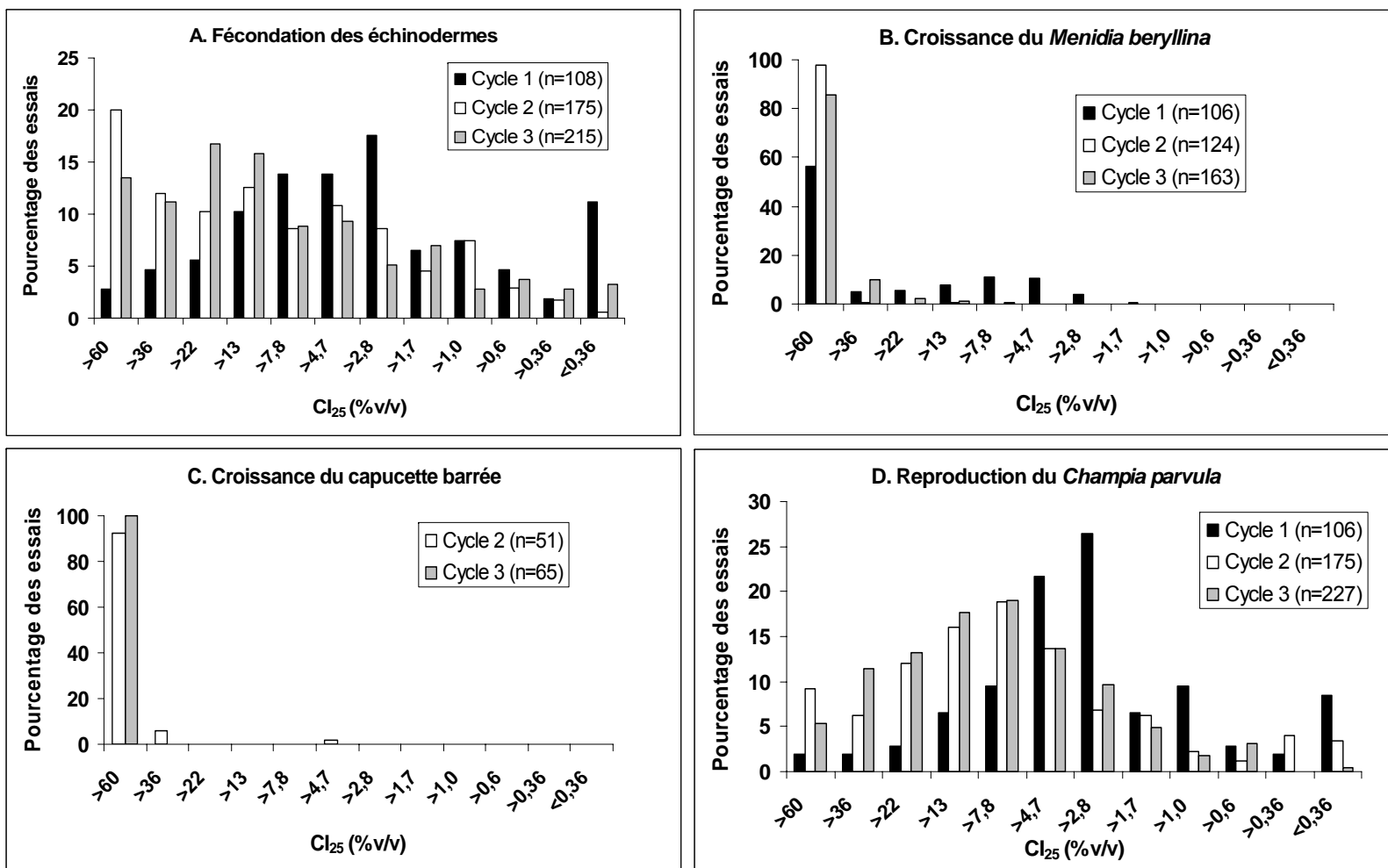


Figure 13 : Comparaison de la toxicité sublétales pour les espèces marines aux cycles 1, 2 et 3.

Pour les essais de fécondation des échinodermes, on observe un léger déplacement des données entre le cycle 2, où la toxicité était nulle, et le cycle 3, où la toxicité est modérée (de $< 22\% \text{ v/v}$ à $\geq 7.8\% \text{ v/v}$). La cause de ce déplacement ne sera pas connue avant qu'on ait réalisé une analyse plus poussée des données de chacune des usines. Il se peut que les variations des données sur la toxicité pour les échinodermes soient dues à l'utilisation d'espèces différentes aux différents cycles. Au cycle 3, les oursins (*Lytechinus pictus*, *Arbacia puctulata* et *Strongylocentrotus purpuratus*) représentaient 85 % de l'échantillon et les clypéastres (*Dendraster excentricus*) 15 %. Au cycle 2, l'échantillon ne contenait pas d'*Arbacia*.

Les histogrammes des essais des trois cycles sur les espèces d'eau douce et d'eau salée (figures 12 et 13) montrent que ce sont les données des essais visant à mesurer les mesures terminales de reproduction (*C. dubia*, échinodermes, *C. parvula*) qui se sont le plus déplacées vers la droite, ce qui indique la plus grande sensibilité de ces essais.

À la figure 14, on compare les pourcentages des essais dont les CI_{25} ne montrent aucune réponse sublétale à la concentration maximale aux cycles 1, 2 et 3. Pour la plupart des essais, on observe une augmentation du pourcentage d'essais sans réponse sublétale entre les cycles 1 et 2 et très peu de changements supplémentaires au cycle 3 (comme on l'a dit plus haut, les essais sur la truite arc-en-ciel ont causé certains problèmes de méthodologie).

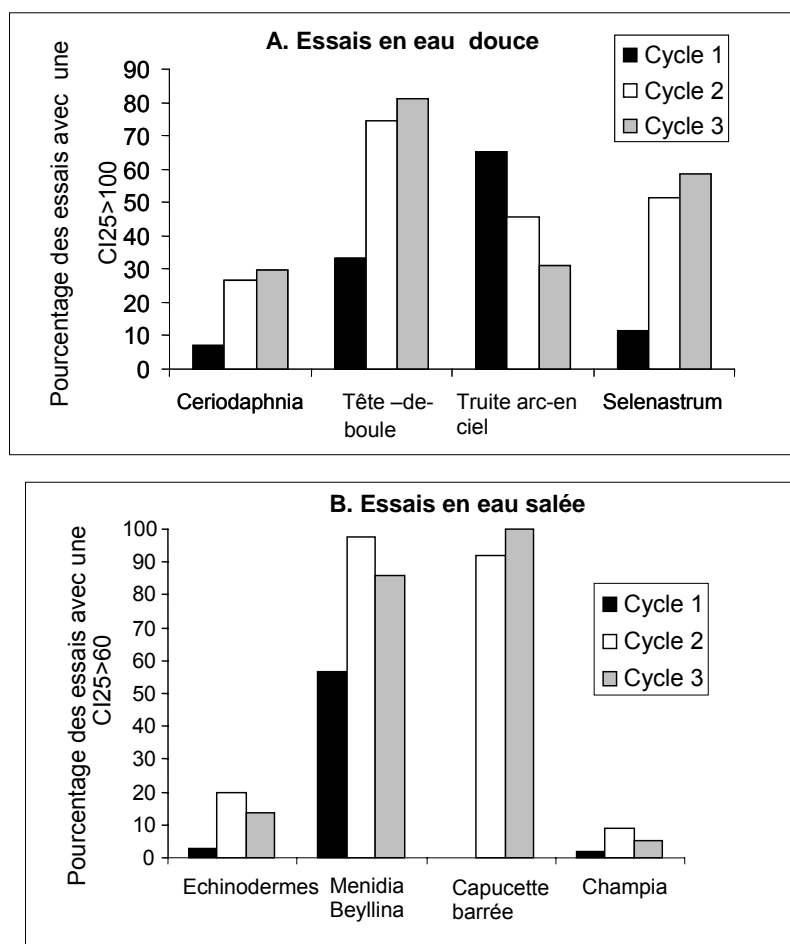


Figure 14 : Pourcentages des tests de toxicité sublétales ne montrant aucun effet à la concentration maximale.

7.3 Résumé et considérations pour l'avenir

Dans l'ensemble, l'analyse nationale des données de toxicité sublétales du cycle 3 correspond à celle des données du cycle 2 et confirme l'amélioration de la qualité des effluents des usines canadiennes de pâtes et papiers qui avait été constatée par Lowell *et al.* (2003) lors de l'analyse nationale des ESEE du cycle 2. Cette amélioration de la qualité des effluents après le cycle 1 est probablement liée à la modernisation des installations de traitement des effluents à la suite du REFPP. Toutefois, nous n'avons pas observé d'amélioration supplémentaire au cycle 3.

Les distributions des résultats des essais de toxicité sublétales des cycles 2 et 3 étaient semblables pour *C. dubia*, la tête-de-boule, *S. capricornutum*, la capucette barrée, *Menidia beryllina*, *C. parvula* et, à un degré moindre, les échinodermes. Les résultats des essais sur la truite arc-en-ciel étaient différents des résultats obtenus chez les autres espèces.

Même si les études sur le terrain ont identifié un lien entre l'enrichissement en éléments nutritifs et l'exposition aux effluents pendant les cycles 2 et 3, ce type d'effet n'a pu être évalué avec les essais de toxicité prévus dans les ESEE. Nous recommandons qu'à l'avenir les essais de toxicité sur *S. capricornutum* et *C. parvula* se penchent aussi bien sur les effets stimulateurs que sur les effets inhibiteurs.

Les résultats de certains essais de toxicité sublétales (en particulier ceux effectués sur la capucette barrée) indiquent qu'une grande proportion des essais ne répondent pas correctement à la toxicité des effluents ($CI_{25} > 100\%$ ou effet nul à la concentration maximale). Cette tendance claire, observée aux cycles 2 et 3, devrait nous amener à réévaluer l'utilité et le lien entre coût et efficacité de certains essais de toxicité sublétales prévus par le programme. Par contre, il est intéressant de noter que les mesures terminales les plus sensibles sont les mesures liées à la reproduction.

8. Résumé et conclusions

Maintenant que trois cycles de collecte des données ont été complétés, le programme d'ESEE dispose d'une importante base de données, qui présente une image bien étoffée de la nature des effets des effluents des usines de pâtes et papiers sur le biote des milieux récepteurs du Canada.

Les profils de réponse observés au cycle 3 chez les poissons et les invertébrés benthiques des zones exposées sont, en grande partie, semblables à ceux mesurés au cycle 2. La réponse nationale moyenne observée aux cycles 2 et 3 correspond à un enrichissement en éléments nutritifs doublé d'une perturbation métabolique. Les poissons des zones exposées montrent des signes très clairs d'un accès plus facile à la nourriture ou d'un accroissement de l'absorption des aliments (poissons plus gras, croissance plus rapide, foie plus gros) ainsi que d'une perturbation de l'allocation des ressources à la reproduction (gonades plus petites). Il se peut que cette perturbation du métabolisme s'accompagne d'une certaine perturbation du système endocrinien entraînant des problèmes de production des hormones stéroïdes sexuelles. On a aussi observé des profils de réponse correspondant à un enrichissement en éléments nutritifs sans perturbation mesurable du métabolisme, à une diminution des éléments nutritifs ou à une toxicité chimique. Ces résultats confirment ceux d'autres études réalisées dans des usines canadiennes (recensées dans Munkittrick *et al.*, 1991, 1994, 2000; Lowell *et al.*, 2003, 2004).

Pour les invertébrés benthiques, la réponse nationale moyenne observée aux cycles 2 et 3 correspond à un niveau d'eutrophisation allant de faible à prononcé, selon le type d'habitat. Plus spécifiquement, on remarque souvent, chez les communautés d'invertébrés benthiques exposées aux effluents des usines de pâtes et papiers, une augmentation de l'abondance et une combinaison d'augmentation, de diminution ou de stabilité de la richesse taxonomique selon le degré d'eutrophisation. On a aussi observé, chez les invertébrés, des réponses liées à la toxicité ou à l'étouffement. Ces profils de réponse et les mécanismes qui les entraînent ont été confirmés par un certain nombre

d'études expérimentales réalisées dans des usines canadiennes (recensées dans Culp *et al.*, 2000; Lowell *et al.*, 2000, 2003).

Les données sur la toxicité sublétales montrent une amélioration évidente de la situation entre le cycle 1 et le cycle 2, avec, dans la plupart des cas, une stabilisation de la qualité des effluents au cycle 3. On notera toutefois que le mode de déclaration de l'information sur la toxicité sublétales et le choix d'essais ne permettent pas de tenir compte de tous les aspects de la qualité des effluents. En particulier, les essais ne mesurent pas, pour l'instant, l'effet d'enrichissement en éléments nutritifs des effluents (qui est pourtant l'effet le plus souvent observé dans les études sur le terrain), mais les essais pourraient être modifiés de manière à fournir des informations à ce sujet. On notera aussi que les essais de toxicité sublétales les plus sensibles (autres que ceux effectués sur des poissons) sont ceux qui touchent une mesure terminale liée à la reproduction, ce qui est en accord avec les diminutions de poids des gonades mesurées dans les études sur le terrain.

On a aussi observé, entre les cycles 2 et 3, des déplacements possibles des effets mesurés dans les études sur le terrain sur les poissons et les invertébrés benthiques. Les données sur les poissons indiquent une diminution générale des effets d'enrichissement en éléments nutritifs. Les données sur les invertébrés benthiques indiquent une possible diminution de la toxicité et/ou de l'étouffement dans les habitats marins et une augmentation de l'eutrophisation dans les zones de sédimentation en eau douce. Les causes de tous ces changements peuvent être multiples. Par exemple, la diminution moyenne du nombre de taxons d'invertébrés observée au cycle 3 pourrait avoir causé, à certaines usines, une réduction de la disponibilité en nourriture pour le poisson sentinelle (et donc une diminution de l'enrichissement en éléments nutritifs) si les taxons disparus étaient ceux dont se nourrissent normalement les poissons. Les changements de réponses des poissons et des invertébrés pourraient aussi avoir été influencés par des changements de méthodologie et de zone d'étude entre les cycles. Il est aussi possible que les réponses des poissons et des invertébrés benthiques continueront à changer légèrement d'un cycle à l'autre à cause des variations naturelles du milieu récepteur ou de changements anthropiques indépendants de l'exposition aux effluents des usines de pâtes et papiers. Selon ce scénario de variation extrinsèque, les changements ont pu consister en augmentations ou en diminutions des mesures terminales prises individuellement, accompagnées parfois de changements de direction d'un cycle à l'autre. Dans ce cas, il se peut que la réponse sous-jacente moyennée dans le temps reste à peu près la même, à moins que les facteurs extrinsèques indiquent une tendance unidirectionnelle à long terme.

Les données sur la toxicité sublétales indiquent que la qualité des effluents est restée stable entre le cycle 2 et le cycle 3. Toutefois, comme nous l'avons déjà noté, parce que les essais de toxicité sublétales actuels ne mesurent pas tous les aspects de la qualité des effluents (en particulier l'enrichissement en éléments nutritifs), il est possible que l'évolution de la qualité des effluents ait contribué aux changements dans les données de terrain que nous venons de décrire. On notera également que certains de ces changements ont pu être causés par la cessation graduelle (ou, dans certains cas, l'intensification) des

effets d'anciens dépôts d'effluents dans le milieu récepteur. De plus, certains déplacements peuvent être le résultat d'effets retardateurs. En effet, l'amélioration (ou la détérioration) de certains effets des effluents peut parfois n'être observée qu'un certain temps après l'émission des effluents à la source de ces effets, puisque ceux-ci sont transmis graduellement à travers les réseaux complexes de la chaîne alimentaire. On ne pourra répondre pleinement à ces questions qu'après avoir obtenu des informations supplémentaires. Les résultats des cycles 4 et suivants, conjointement avec ceux d'études plus ciblées de certaines usines en particulier, nous les fourniront peut-être.

D'ici là, les analyses nationales ont permis de déterminer un sous-ensemble d'usines et de types d'effets qui devront faire l'objet d'une surveillance accrue. Des évaluations plus fines seront faites à l'échelle régionale, mais on peut déjà prévoir qu'au cycle 4, environ 20 % des usines pourront se limiter à des essais sur la toxicité sublétales alors qu'un autre groupe de 20 % environ devront déterminer l'étendue et l'ampleur des effets ou, dans certains cas, enquêter sur les causes de ceux-ci.

Malgré les légers changements des profils de réponse mentionnés plus haut, on peut affirmer que, dans la plupart des cas, les effets mesurés par les études sur le terrain sont restés à peu près identiques aux cycles 2 et 3. On a observé, aux deux cycles, 1) un enrichissement en éléments nutritifs ou une eutrophisation (dont le niveau est partiellement lié au type d'habitat) et 2) une réduction de la taille des gonades qui est resté inchangée pendant deux cycles de collecte des données.

9. Glossaire

Abondance totale – Nombre total d’individus, de toutes les catégories taxonomiques, qui ont été prélevés à une station d’échantillonnage, exprimé par unité de surface (terme considéré comme synonyme de la densité).

Coefficient de condition - Mesure de la condition physique des poissons fondée sur le rapport entre le poids corporel et la longueur du corps. Le coefficient de condition exprime essentiellement l'adiposité des poissons dans chaque zone.

Communauté d’invertébrés benthiques – Populations interdépendantes de petits animaux (à l’exclusion des poissons et des autres vertébrés) qui vivent sur le fond ou près du fond d’un plan d’eau et qui peuvent servir de nourriture aux poissons. La mesure de l’évolution des communautés d’invertébrés permet de mieux comprendre les variations des habitats aquatiques et d’évaluer les ressources alimentaires disponibles pour les poissons.

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

Endocrinien – Le système endocrinien régit diverses fonctions internes de l’organisme par la sécrétion d’hormones qui sont transportées dans le sang.

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

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

Eutrophisation - Processus de surfertilisation d'un plan d'eau par des éléments nutritifs qui aboutit souvent à une production excessive de biomasse organique et qui se caractérise par un grand nombre d'organismes et, lorsqu'il est prononcé, par un nombre restreint d'espèces. L'eutrophisation est un processus naturel qui peut être accéléré par une augmentation de la charge d'éléments nutritifs découlant d'activités humaines.

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

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

Mesure terminale – Mesure particulière utilisée à titre d'indicateur des effets potentiellement importants des effluents sur le biote des eaux réceptrices. On évalue par exemple le poids des gonades, le poids du foie, le coefficient de condition et le poids selon l'âge pour les poissons, ou l'abondance, la richesse taxonomique, l'indice de régularité de Simpson et l'indice de Bray-Curtis pour les invertébrés benthiques.

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

Plan contrôle-impact – Plan d'étude comportant au moins une zone de référence, généralement située en amont de l'usine ou dans un autre bassin versant, et une ou plusieurs zones exposées situées en aval. Ce plan d'étude a surtout été utilisé pour les cours d'eau.

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

Poids selon l'âge – Mesure du taux de croissance du poisson décrite par le quotient de la taille (poids) sur l'âge. Au cours de la vie d'un poisson, le taux d'accroissement de la taille peut diminuer à mesure que le poisson approche du moment de sa mort.

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

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

Toxicité sublétales – Dans le contexte du programme d'ESEE, les essais de toxicité sublétales mesurent généralement la proportion d'organismes affectés par l'exposition à des concentrations données d'effluent d'une usine de pâtes et papiers en laboratoire. L'essai de toxicité sublétales mesure ce qui est nuisible à l'organisme (p. ex. effets sur la croissance ou sur la reproduction), mais à un niveau inférieur à celui qui cause directement la mort pendant la période d'essai.

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

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

Zone de référence – Zone d'échantillonnage qui n'est pas exposée aux effluents de l'usine de pâtes et papiers étudiée et dont les caractéristiques de l'habitat naturel, y compris les incidences anthropiques, sont semblables à celles des zones exposées.

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

10. Acronymes / abréviations

Moyenne aj.	– moyenne ajustée
C2	– cycle 2
C3	– cycle 3
SCE	– seuil critique d'effet
ESEE	– Étude de suivi des effets sur l'environnement
CI ₂₅	– concentration inhibitrice pour l'effet à 25 %
LS	– meunier rouge
MU	– choquemort
INRE	– Institut national de recherche sur les eaux
REFPP	– <i>Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers</i>
RMREFPP	– <i>Règlement modifiant le Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers</i>
OES	– outil d'évaluation statistique
ET	– écart-type
WS	– meunier noir
YP	– perchaude

11. Bibliographie

- Bailey, R.C., R.H. Norris et T.B. Reynoldson. 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 20: 280-286.
- Bowman, J.F. et R.C. Bailey. 1997. Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1802-1807.
- Chambers, P.A., A.R. Dale, G.J. Scrimgeour et M.L. Bothwell. 2000. Nutrient enrichment of northern rivers in response to pulp mill and municipal discharges. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recov.* 8: 53-66.
- Courtenay, S.C., K. Munkittrick, H.M.C. Dupuis, R. Parker et J. Boyd. 2002. Quantifying impacts of pulp mill effluent on fish in Canadian marine and estuarine environments: problems and progress. *Water Qual. Res. J. Can.* 37(1): 77-99.
- Culp, J.M., R.B. Lowell et K.J. Cash. 2000. Integrating mesocosm experiments with field and laboratory studies to generate weight-of-evidence risk assessments for large rivers. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1167-1173.
- Culp, J.M., M.E. Wiseman, R.C. Bailey, N.E. Glozier, R.B. Lowell, T.B. Reynoldson, L. Trudel et G.D. Watson. 2003. New requirements for benthic community assessments at Canadian metal mines are progressive and robust: reply to Orr *et al.* *SETAC Globe* 4: 31-32.
- Damstra, T., S. Barlow, A. Bergman, R. Kavlock et G. Van Der Kraak (dir. de publ.). 2002. *Global Assessment of the State-of-the-Science of Endocrine Disruptors*. WHO/PCS/EDC/0.2.2; World Health Organization, International Programme on Chemical Safety.
- Doherty, C.A., R.A. Currey et K.R. Munkittrick. 2004. Adult white sucker show limited mobility near point source discharges in a large Canadian river. *In* D.L. Borton, T.J. Hall, R.P. Fisher et J.F. Thomas (dir. de publ.), *Pulp and Paper Mill Effluent Environmental Fate and Effects*. DEStech Publications, Lancaster, PA. pp. 123-132.
- Environment Canada. 1997. Fish population survey expert working group final report: Recommendations from Cycle 1 review. Bureau national des ESEE, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Environnement Canada, Ottawa, Canada (EEM/1997/6).
- Environnement Canada. 2004a. Guide technique pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les fabriques de pâtes et papiers. Environnement Canada, Bureau national des ESEE, Institut national de recherche sur les eaux, Gatineau, QC., Canada.

Environment Canada. 2004b. Comprendre le programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement dans le secteur des pâtes et papiers. Environnement Canada, Bureau national des ESEE, Institut national de recherche sur les eaux, Gatineau, QC., Canada.

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

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

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

Kilgour, B.W., K.M. Somers et D.E. Matthews. 1998. Using the normal range as a criterion for ecological significance in environmental monitoring and assessment. *Ecoscience* 5: 542-550.

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

Lowell, R.B. 1997. Discussion paper on critical effect size guidelines for EEM using benthic invertebrate communities. Bureau national des ESEE, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Environnement Canada, Ottawa, Ontario (EEM/1997/8).

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

Lowell, R.B., J.M. Culp et M.G. Dubé. 2000. A weight-of-evidence approach for northern river risk assessment: integrating the effects of multiple stressors. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1182–1190.

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

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

Lowell, R.B., K.R. Munkittrick, J.M. Culp, M.E. McMaster et L.C. Grapentine. 2004. National response patterns of fish and invertebrates exposed to pulp and paper mill effluents: metabolic disruption in combination with eutrophication and other effects. Pages 147-155 in *Pulp and Paper Mill Effluent Environmental Fate and Effects*, D.L.

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

Lowell, R.B., S.C. Ribey, I.K. Ellis, E.L. Porter, J.M. Culp, L.C. Grapentine, M.E. McMaster, K.R. Munkittrick et R.P. Scroggins. 2003. National Assessment of the Pulp and Paper Environmental Effects Monitoring Data (*Évaluation nationale des données des études de suivi des effets sur l'environnement des fabriques de pâtes et papiers*). Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Gatineau, QC. Contribution 03-521 de l'INRE.

Munkittrick, K.R., S.A. McGeachy, M.E. McMaster et S.C. Courtenay. 2002. Review of cycle 2 freshwater fish studies from the pulp and paper environmental effects monitoring program. *Water Qual. Res. J. Can.* 37(1):49-77.

Munkittrick, K. R., M.E. McMaster, G. Van Der Kraak, C. Portt, W.N. Gibbons, A. Farwell et M. Gray. 2000. Development of methods for effects-based cumulative effects assessment using fish populations: Moose River Project. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Press, Pensacola, Florida.

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

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

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

Rosenthal, R. 1991. Meta-analytic Procedures for Social Research (éd. révisée.). Sage, Newbury Park, CA.

Van Der Kraak, G.J., K.R. Munkittrick, M.E. McMaster, C.B. Portt et J.P. Chang. 1992. Exposure to bleached kraft pulp mill effluent disrupts the pituitary-gonadal axis of white sucker at multiple sites. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 115: 224-233.

**INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
ENVIRONNEMENT CANADA**

