

Réponses des macroinvertébrés benthiques à la contamination métallique

Site minier de Notre-Dame-de-Montauban



2014

Développement durable,
Environnement et Lutte
contre les changements
climatiques

Québec 

Photos de la page couverture (Julie Moisan et David Berryman, MDDELCC) :

Haut : rivière Charest à la station 2

Milieu : *Tanytarsini*, *Baetis* sp., *Ceratopsyche* sp.

Bas : Site minier à Notre-Dame-de-Montauban

Ce document peut être consulté sur le site Internet du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques www.mddelcc.gouv.qc.ca.

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2014
ISBN 978-2-550-70752-3 (PDF)

© Gouvernement du Québec, 2014

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Rédaction Julie Moisan, spécialiste en sciences physiques
Lyne Pelletier, biologiste, M. Sc. (environnement)

Échantillonnage Julie Moisan
Roger Audet
Lyne Pelletier

Tri et identification des macroinvertébrés benthiques au laboratoire de la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSEE) Julie Moisan
Roger Audet
Guillaume Desrosiers
René Therreault
Jacynthe Létourneau
Jean-Philippe Baillargeon
Jonathan Pedneau¹
Estelle Nolet

Révision scientifique David Berryman, biologiste, M. Sc.
Mireille Dion, biologiste, M. Sc. (environnement)
Isabelle Lavoie, biologiste, Ph. D., associée de recherche²
Isabelle Matteau, coordonnatrice du Programme des études de suivi des effets sur l'environnement, région du Québec³

Mise en page Murielle Gravel
Claire Cournoyer

Coordination à la diffusion Johanne Bélanger

Référence bibliographique :

MOISAN, JULIE et LYNE PELLETIER, 2014. *Réponses des macroinvertébrés benthiques à la contamination métallique – Site minier de Notre-Dame-de-Montauban*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-70752-3 (PDF), 24 p. (y compris 5 annexes).

Mots-clés : macroinvertébrés benthiques, benthos, Baetidae, Hydropsychidae, Chironomidae, intégrité biotique, cours d'eau, rivière, ruisseau, pollution, métaux, mine, Zn, Pb, Cd, ISB_m

¹ Groupe d'éducation et d'écovigilance de l'eau.

² Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement.

³ Environnement Canada.

RÉSUMÉ

L'exploitation minière à Notre-Dame-de-Montauban a duré environ 75 ans et a connu son apogée entre les années 1948 et 1954. Divers métaux ont été extraits du sous-sol, dont l'or, l'argent, le zinc et le plomb. Les résidus engendrés par cette exploitation causent aujourd'hui la contamination de la rivière Charest. Des échantillonnages réalisés en 2002, en 2003, en 2005 et en 2007 ont démontré, dans le cas de trois métaux (le cadmium, le plomb et le zinc), des dépassements des critères de qualité de l'eau de surface pour la protection de la vie aquatique.

Le but de la présente étude est d'évaluer les effets de la contamination métallique sur les communautés benthiques. Quatre stations ont été échantillonnées en 2007 : une station de référence et trois stations situées en aval des résidus miniers, selon un patron décroissant de contamination métallique. Les résultats obtenus dans six stations supplémentaires, exemptes de pollution minière, ont été ajoutés à ceux de la rivière Charest. L'ensemble de ces résultats a été utilisé pour évaluer la capacité de 46 variables de communautés benthiques à mesurer les conséquences de la contamination métallique.

La toxicité du mélange de métaux présents dans le milieu a été évaluée à l'aide des unités de critères cumulatifs (UCC) plutôt que métal par métal. Les effets de cette toxicité sur les macroinvertébrés benthiques se font davantage sentir aux deux stations de la rivière Charest situées entre le premier et le deuxième kilomètre en aval des résidus miniers. À la station située à huit kilomètres en aval, la contamination métallique est diluée par l'apport d'eau de tributaires non exposés aux résidus miniers et les effets sur la communauté benthique s'estompent chez plusieurs groupes taxonomiques, mais les éphéméroptères semblent encore affectés.

Six variables concernant trois ordres d'insectes sont touchées par cette toxicité. Dans la documentation, lorsqu'il est question de la sensibilité des espèces aux métaux, on mentionne souvent l'ordre des éphéméroptères, mais dans ce groupe, la famille des Baetidae est peu sensible. Dans la présente étude, on a remarqué que le pourcentage d'éphéméroptères excluant les Baetidae et le nombre de taxons d'éphéméroptères baissent en présence de la contamination. Le pourcentage de trichoptères Hydropsychidae est une troisième variable qui s'y montre sensible; toutefois, plutôt que de diminuer en présence de contamination, ce pourcentage augmente. Les trois dernières variables sont liées à l'ordre des diptères, plus exactement à la composition de la famille des Chironomidae. Le nombre de taxons de Chironomidae diminue en présence des métaux, alors que la proportion de taxons de la sous-famille des Orthoclaadiinae augmente et que celle de la tribu des Tanytarsini diminue.

Les macroinvertébrés benthiques peuvent être utilisés comme indicateurs biologiques de la contamination métallique des cours d'eau. Cependant, l'indice de santé du benthos ISB_m , conçu pour la pollution organique, n'est pas sensible à cette pollution, à tout le moins dans des milieux non acidifiés. Des études de plus grande envergure permettraient de mieux déterminer les variables de communauté pertinentes pour évaluer les effets de la pollution métallique et minière.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION

1. EFFETS DES MÉTAUX SUR LES ORGANISMES AQUATIQUES.....	2
2. MÉTHODOLOGIE	2
2.1. Stations d'échantillonnage	2
2.2. Échantillonnage et laboratoire	3
2.3. Traitements des données.....	4
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	5
3.1. Métaux dissous présents	5
3.2. Communautés benthiques	6
CONCLUSION.....	13
BIBLIOGRAPHIE	14

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Résultats de l'analyse de six métaux et de l'UCC aux cinq stations de la rivière Charest.....	6
Tableau 2	Indice de santé du benthos (ISB _m) et valeurs standardisées en pourcentage des six variables qui le composent	7
Tableau 3	Distances de Bray-Curtis	8
Tableau 4	Variables de communauté benthique	9

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Emplacement des stations.....	3
Figure 2	Densité relative des éphéméroptères	10
Figure 3	Répartition des principaux taxons de Chironomidae	11

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Coordonnées géographiques des stations	18
Annexe 2	Liste des variables testées.....	19
Annexe 3	Résultats des analyses de métaux dissous.....	20
Annexe 4	Valeurs des variables explorées.....	22
Annexe 5	Niveau d'identification visé pour les diptères - Chironomidae	24

INTRODUCTION

Les activités minières qui ont eu cours jusqu'en 1990 à Notre-Dame-de-Montauban, dans la région de la Mauricie, ont laissé des résidus qui engendrent une contamination métallique dans deux bassins versants, celui de la rivière Batiscan et celui de la rivière Sainte-Anne. La présente étude concerne la rivière Charest, qui est située en tête du bassin versant de la rivière Sainte-Anne.

Deux précédents rapports du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs ont démontré qu'il y avait des problèmes de contamination métallique attribuables à la présence de l'ancien site minier dans la partie amont de la rivière Charest. La première étude, réalisée en 2002-2003, a révélé une augmentation des concentrations de cadmium, de zinc et de plomb dans la rivière Charest, en aval de l'ancien site minier. Les concentrations de plomb et de zinc dépassaient les critères de qualité de l'eau de surface pour la protection de la vie aquatique, et ce, jusqu'à l'embouchure de la rivière Charest (Berryman, Thomassin et Viel, 2006). La seconde étude, réalisée en 2005, a confirmé les concentrations élevées de plomb dans le cours inférieur de la rivière (Berryman, 2007).

En 2007, une nouvelle étude visant à vérifier les effets de cette contamination métallique mixte sur les organismes vivants a débuté. Deux buts étaient visés : 1) vérifier ses effets sur trois organismes au moyen d'essais de toxicité standardisés en laboratoire et 2) vérifier ses effets sur deux communautés biologiques, soit les diatomées et les macroinvertébrés benthiques.

Les résultats des essais de toxicité effectués sur l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata*, le microcrustacé *Ceriodaphnia dubia* et le poisson *Pimephales promelas* ont démontré la toxicité de l'eau pour ces trois organismes à environ un kilomètre en aval du site minier. À six kilomètres plus en aval, l'eau ne s'est avérée toxique que pour l'algue, alors que toute trace de toxicité avait disparu à trente kilomètres plus en aval. Les résultats ont également souligné les avantages à mesurer la forme dissoute des métaux plutôt que la forme totale, cette forme étant la plus disponible pour les organismes vivants (Berryman, Guay et Beaudoin, 2012).

Dans le cadre de la même étude, Lavoie (2008) a constaté des effets des métaux sur les diatomées benthiques de la rivière Charest jusqu'à huit kilomètres en aval du site minier. Les effets constatés sont des malformations des frustules (coquilles), une baisse de la diversité et des changements de la structure de la communauté, en faveur des espèces résistantes à la pollution métallique. À la station située trente kilomètres en aval, les concentrations de métaux dissous étaient descendues sous les critères de toxicité chronique et il ne semblait plus y avoir d'effet sur la communauté de diatomées. L'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC; Lavoie *et al.*, 2006) n'a pas été utilisé, puisqu'il est conçu principalement pour le biosuivi de l'eutrophisation et ne serait pas performant pour détecter une pollution métallique. De plus, l'une des espèces dominantes observées à l'un des sites ne fait pas partie de la liste de taxons de l'IDEC, ce qui aurait rendu impossible le calcul d'une valeur indicielle.

Le présent rapport porte sur le dernier volet de l'étude de 2007, à savoir les macroinvertébrés benthiques. Deux indices de santé du benthos, l'ISB_g et l'ISB_m, ont été élaborés pour évaluer l'état de santé des cours d'eau du sud du Québec (MDDEFP, 2012a; MDDEFP, 2012b). Ces indices, conçus pour le milieu agricole, sont adaptés à la pollution organique. L'indice de santé du benthos ISB_g est applicable dans les cours d'eau à substrat grossier, alors que l'ISB_m l'est dans les cours d'eau à substrat meuble. Ces deux indices composites sont formés de six variables représentant divers aspects de la communauté benthique. La réponse de l'ISB_m à la pollution métallique a été évaluée. La recherche de variables de communauté qui soient sensibles à la pollution métallique constitue le cœur de la présente étude. La rivière Charest est un cours d'eau propice à une telle recherche, car elle est touchée par une pollution métallique mixte (cadmium, zinc et plomb) et, bien que le drainage de l'ancien site minier soit générateur d'acide (MRN, 2012-2013), l'eau aux stations étudiées présente des valeurs de pH proches de la neutralité.

1. EFFETS DES MÉTAUX SUR LES ORGANISMES AQUATIQUES

L'absorption des métaux par les organismes aquatiques se fait soit par contact avec les sédiments, directement dans la colonne d'eau, soit par l'alimentation (Hare, Tessier et Borgmann, 2003). Les métaux totaux contenus dans un échantillon d'eau ne représentent pas bien la toxicité de l'eau pour les organismes aquatiques (Pagenkopf, 1983; U.S. EPA, 2002). Selon Schmidt *et al.* (2010), la partie biodisponible des métaux est influencée par diverses caractéristiques de l'eau tels le pH, le carbone organique dissous (COD), le calcium (Ca), le magnésium (Mg), le chlore (Cl). Des interactions chimiques rendent la toxicité des métaux pour les organismes aquatiques difficile à calculer, car, pour y arriver, il faut évaluer de façon appropriée quelle fraction des métaux présents dans le milieu est réellement disponible et si cette fraction peut les affecter. La sensibilité au sein d'une même espèce peut varier en fonction de la maturité des individus. Plusieurs études soulignent que les petites larves sont plus sensibles aux métaux que les plus grandes (Buchwalter *et al.*, 2008; Kiffney et Clements, 1994; Nábelková et Komínková, 2006; Farag *et al.*, 1998). Certaines espèces développeraient également une tolérance aux métaux. Les espèces qui éliminent bien, détoxifient ou accumulent les métaux à l'extérieur des cellules peuvent prospérer dans un environnement riche en métaux (Buchwalter *et al.*, 2008). Courtney et Clements (2000) ont constaté une tolérance supérieure aux métaux des larves de l'éphéméroptère *Rhithrogena hageni* provenant d'un site modérément pollué par rapport aux larves d'un site de référence, ce qui suggère un phénomène d'adaptation dans les populations. Même si certaines populations ont un potentiel d'adaptabilité à la présence de métaux, le coût énergétique pour « contrôler » l'effet de ces métaux semble rendre les organismes plus vulnérables aux autres stress, tels l'acidification ou les rayons UVB (Zuellig *et al.*, 2008; Courtney et Clements, 2000). La production de métallothionéine, principale protéine impliquée dans la résistance aux métaux (Hare, 1992), aurait également une incidence sur la croissance des organismes (Harrahy, 2000). Le coût énergétique associé à la tolérance aux métaux limite donc la croissance et rend les organismes plus vulnérables à des changements subséquents dans leur environnement.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1. Stations d'échantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé à cinq stations, dont la figure 1 présente la localisation. La station 1 est une station témoin, située en amont du site minier, alors que les quatre autres sont situées en aval, à distances croissantes. La station 5, la plus en aval, a été retirée des analyses sur les macroinvertébrés benthiques pour éviter l'effet confondant causé par un habitat différent de celui des autres stations.

La station 1, située en tête de bassin dans la décharge du Lac Sainte-Anne, n'est pas exposée au drainage de l'ancien site minier. Elle n'est cependant pas exempte de pression anthropique. Une précédente étude a déterminé que la proportion de territoire en agriculture dans le bassin versant est de 31 % et cette proportion avoisine 70 % dans un corridor de soixante mètres de largeur sur deux kilomètres de longueur en amont de la station (MDDEFP, 2012a). Dans cette étude, la valeur de l'ISB_m à cette station (CHAR0107) est de 77,2 %. Ce résultat la situe dans la classe *précaire*, à quelques points de la classe *bonne*, dont la borne inférieure est de 81,6 %. La station 2, située dans la rivière Charest à environ un kilomètre de l'ancien site minier, est la plus touchée par la contamination métallique; l'agriculture occupe 22 % du territoire drainé à cette station. La station 3, située à 0,6 kilomètre en aval de celle-ci, reçoit les mêmes eaux qui sont cependant diluées par la décharge du Lac Sainte-Anne; l'agriculture représente 27 % de l'occupation du territoire. La rivière, alimentée par quelques tributaires, suit son cours jusqu'à la station 4, qui est située à près de huit kilomètres en aval du site minier. L'agriculture occupe 40 % du territoire en amont de cette station et, comme pour les stations précédentes, elle est principalement constituée de cultures pérennes. La valeur de l'ISB_m à cette station (CHAR0407) est de 63,9 %, ce qui la situe dans le tiers inférieur de la classe *précaire*. Les proportions occupées par la forêt sont comparables à toutes ces stations et varient de 50 à 60 % (MDDEFP, 2012a).

Pour augmenter le nombre de stations à comparer, les données recueillies à six autres stations situées à proximité de l'aire d'étude ont été utilisées. Ces stations, échantillonnées en 2007 ou en 2008, sont exemptes de sources de contamination métallique connues et sont situées dans des habitats comparables. La rivière Cachée a été échantillonnée à deux reprises; chaque échantillon est considéré comme indépendant de l'autre. Ces stations ont obtenu un bon ISB_m , à l'exception d'une, dont l'indice se situe dans la classe *précaire*, mais à moins de 1 % de la borne inférieure de la classe *bonne*. La liste des stations et leurs coordonnées géographiques sont présentées à l'annexe 1. Soulignons que toutes les stations ont un pH avoisinant la neutralité, soit de 6,5 à 7,5.

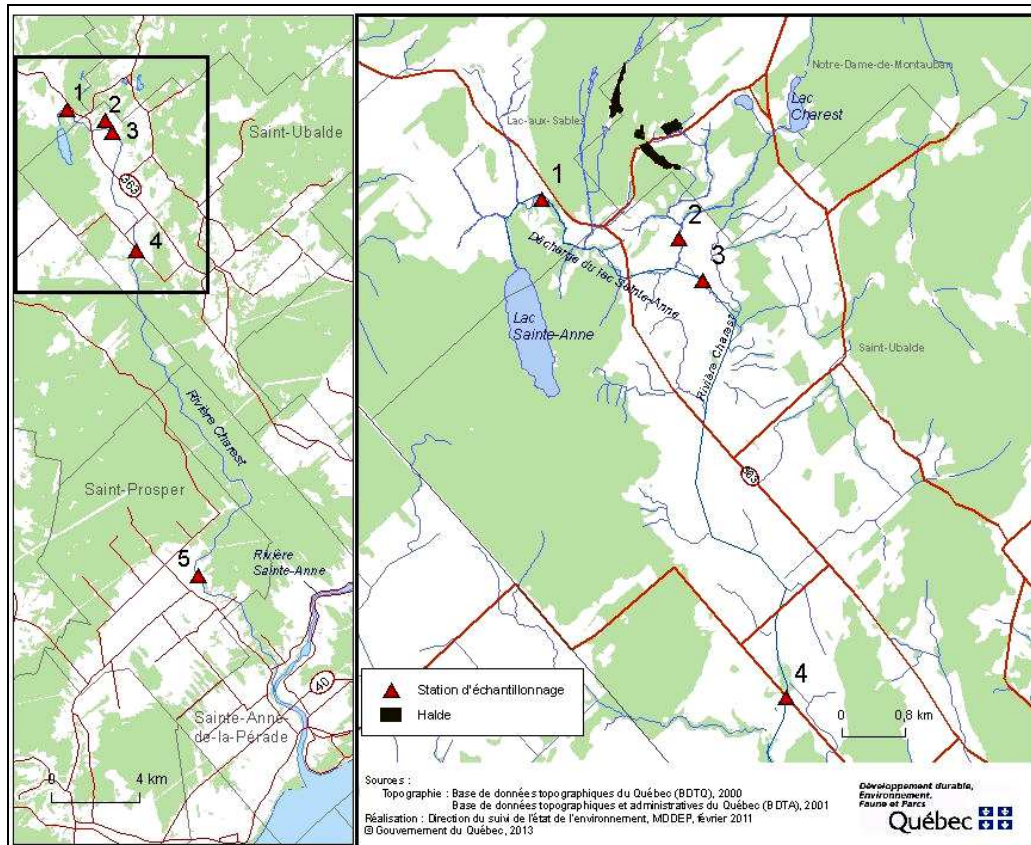


Figure 1 Emplacement des stations

2.2. Échantillonnage et laboratoire

L'échantillonnage a été effectué le 12 septembre 2007. La méthodologie utilisée, expliquée en détail dans Moisan et Pelletier (2011), est applicable dans des cours d'eau peu profonds à substrat meuble dont le débit est régulier.

Selon leur représentativité dans la station de cent mètres, trois habitats aquatiques sont échantillonnés. L'échantillonnage des berges, des débris ligneux tels les troncs et les branches ainsi que des parties submergées des macrophytes est effectué à l'aide d'un filet troubleau. Vingt parcelles échantillonnées dans ces différents habitats forment l'échantillon de type composite. Les échantillons sont conservés dans l'alcool.

Au laboratoire, les échantillons sont sous-échantillonnés à l'aide d'un fractionneur Caton en visant un nombre minimal de deux cents organismes. Le tri est effectué au stéréomicroscope, dans des plateaux de tri Bogorov et les organismes sont, pour la plupart, identifiés au genre.

2.3. Traitements des données

Métaux

Comme dans la plupart des cours d'eau touchés par la pollution métallique, un mélange de plusieurs métaux se trouve dans le cours d'eau étudié. Les critères de qualité de l'eau relatifs à la protection de la vie aquatique sont des indicateurs de l'effet potentiel des concentrations des contaminants sur les organismes aquatiques. Ils ne prennent pas en compte les effets combinés de plusieurs contaminants présents simultanément. Ces critères sont établis pour chaque contaminant et pour chaque usage de l'eau. Dans la présente étude, ce sont les critères de vie aquatique chronique (CVAC) exprimés pour la forme dissoute des métaux qui ont été utilisés. Des études ont cependant démontré les effets additifs de plusieurs métaux (Clements, 2004; Enserink, Maas-Diepeveen et van Leeuwen, 1991). Pour exprimer ces effets additifs, certaines recherches (Clements, 2004; Hickey et Golding, 2002; Clements *et al.*, 2002; Clements *et al.*, 2000; Pollard et Yuan, 2006) ont utilisé une unité de critères cumulatifs (UCC) (*cumulative criterion unit* ou *CCU*). Il s'agit en fait du ratio de la concentration d'un métal sur le critère chronique ajusté selon la dureté. La sommation de la forme dissoute des différents métaux est calculée à partir de la formule suivante :

$$UCC = \sum m_i/c_i$$

où m_i = la concentration mesurée du i ème métal et c_i = le critère ajusté pour la dureté du i ème métal. Les critères sont ajustés pour la dureté (MDDEFP, 2013), car celle-ci influence la toxicité des métaux pour les organismes aquatiques (Girgin, Kazancı et Dügel, 2010). Les valeurs de dureté utilisées pour l'ajustement des critères sont propres à chaque échantillonnage.

Une étude a fait une comparaison de l'UCC et du ratio d'accumulation des critères chroniques (RACC) (*chronic criterion accumulation ratio* ou *CCAR*), une autre unité conçue pour tenir compte de l'effet additif des métaux. Dans son calcul, le RACC considère davantage de substances agissant sur la toxicité des métaux que l'UCC. Schmidt *et al.* (2010) concluent que le RACC évalue de façon plus appropriée la toxicité des métaux pour les organismes benthiques que l'UCC. Le RACC, qui est une modification du *biotic ligand model* (BLM), a recours aux paramètres de la qualité de l'eau suivants : température, pH, COD, les cations majeurs Ca, Mg, sodium (Na) et potassium (K), les anions majeurs sulfate (SO_4) et Cl, l'alcalinité et les sulfures (HydroQual Inc., 2005). Malheureusement, les données relatives aux sulfures ne sont pas disponibles pour en faire le calcul et bien que le RACC semble plus approprié, c'est l'UCC qui a été mis en relation avec la communauté benthique. Les données de qualité de l'eau utilisées sont tirées de Berryman, Guay et Beaudoin (2012).

Benthos

Quarante-six variables de communauté ont été calculées pour déterminer celles qui montrent une sensibilité aux métaux (annexe 2). Les variables composant l'indice de santé du benthos des cours d'eau à substrat meuble (ISB_m) ainsi que l' ISB_m ont également été calculés. L' ISB_m est en fait la moyenne des valeurs standardisées des six variables sélectionnées. Ces variables sont les suivantes : le nombre total de taxons, le nombre de taxons POET (plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères), le pourcentage d'EPT (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères), le pourcentage d'insectes, le pourcentage de taxons tolérants à la pollution organique et l'indice d'Hilsenhoff. L'échelle d'interprétation des valeurs de l' ISB_m , séparée en quatre classes de qualité, est la suivante :

81,6 à 100 % : bonne;
54,4 à 81,5 % : précaire;
27,2 à 54,3 % : mauvaise;
0 à 27,1 % : très mauvaise.

Le lecteur qui désire obtenir plus de détails sur l'ISB_m et son calcul peut consulter MDDEFP (2012a). Il faut souligner que cet indice, conçu pour le milieu agricole, est sensible à la pollution organique.

De plus, comme le propose le *Guide technique pour l'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux* (Environnement Canada, 2012), la distance de Bray-Curtis a été calculée. Celle-ci est en fait un indice qui permet d'évaluer la dissimilarité entre deux échantillons en ce qui a trait à l'abondance de taxons. Les résultats sont compris entre 0 et 1. Le 0 indique que les deux échantillons sont identiques, alors que le 1 indique que les échantillons sont totalement dissemblables. La formule est la suivante :

$$BC_{ab} = \frac{\sum |y_{ia} - y_{ib}|}{\sum (y_{ia} + y_{ib})}$$

Dans cette équation, *a* représente la première station à comparer, *b* représente la deuxième station à comparer, alors que *y_i* est l'abondance du *i*ème taxon.

Pour augmenter le nombre de stations et affiner les comparaisons, six stations supplémentaires situées dans les bassins versants des rivières Saint-Maurice, Champlain et Jacques-Cartier sont incluses. Ces cours d'eau à substrat meuble n'ont aucune exploitation minière en amont et aucune donnée sur la teneur en métaux dans l'eau n'est disponible. Il est hasardeux de présenter une conclusion sur les différences entre les communautés si l'on n'a qu'une seule station de référence. L'utilisation d'une seule station peut fausser les conclusions. Une composition différente de la communauté pourrait alors être attribuée à tort à la contamination en raison par exemple d'habitats différents ou de la présence de substances toxiques non analysées. C'est par précaution que ces autres stations ont donc été ajoutées aux analyses. La performance de l'ISB_m et des six variables le composant a été évaluée, comme ont été évaluées plusieurs autres variables présentées à l'annexe 2. Pour être sélectionnée, une variable doit répondre d'une façon constante, s'accroissant ou diminuant en présence de la contamination.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Métaux dissous présents

Berryman, Guay et Beaudoin (2012) ont établi que l'ancien site minier de Notre-Dame-de-Montauban est une source d'antimoine, d'argent, de baryum, de cadmium, de cobalt, de manganèse, de molybdène, de plomb, de strontium, d'uranium, de zinc, de calcium, de magnésium et de potassium pour la rivière Charest. Parmi ces métaux, les seuls qui dépassent les CVAC exprimés sous la forme dissoute sont le cadmium, le plomb et le zinc. L'annexe 3 présente leurs résultats d'analyse pour les métaux dissous. Comme les avantages d'utiliser la fraction dissoute plutôt que la forme totale des métaux ont été montrés dans leur étude, seuls les résultats de cette forme ont été utilisés. Rappelons que ce sont principalement les métaux sous la forme dissoute qui sont potentiellement toxiques pour la vie aquatique. Cette fraction est donc une meilleure approximation de la partie biodisponible des métaux.

La toxicité des métaux n'est pas évaluée métal par métal; ce sont les UCC qui sont comparées. Les UCC, présentées au tableau 1, ont été calculées à partir des métaux dissous qui ont un critère de toxicité chronique (Schmidt *et al.*, 2010). Les métaux dont les données sont sous la limite de détection ne sont pas pris en compte (Clements *et al.*, 2000; Pollard et Yuan, 2006). À titre informatif, les valeurs obtenues à la station 5, qui se trouve à plus de trente kilomètres en aval de l'ancien site minier, sont incluses. Les concentrations en fer les plus élevées sont observées à la station de référence (station 1). Puisque le critère pour le fer est établi selon la valeur naturelle la plus élevée et compte tenu du peu de la faible toxicité de ce métal (Berryman, Guay et Beaudoin, 2012), il n'est pas inclus dans le calcul de l'UCC. L'aluminium a également été retiré en raison d'une contamination procédurale. Les métaux retenus pour le calcul de l'UCC sont donc le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc. Les données

pour le chrome, le cuivre et le nickel influencent bien peu l'UCC, car elles sont toutes bien en deçà des critères.

La station 1 est une station de référence appropriée et les valeurs de l'UCC sont faibles. L'UCC médian y est de 26 fois inférieur à celui obtenu à la station 2. Celle-ci est la plus touchée par les résidus miniers et les valeurs des UCC y sont plus élevées qu'aux autres stations. Les deux données les plus élevées, soit celles d'août et de septembre, sont attribuables au lessivage causé par d'importantes pluies. Tous les métaux dissous composant l'UCC ont vu leurs concentrations augmenter à l'occasion de ces événements. La station 3, dont l'eau est diluée par l'apport de la décharge du Lac Sainte-Anne où se trouve la station de référence, montre des concentrations généralement élevées, quoique inférieures à celles de la station 2. L'UCC médian y est quatorze fois supérieur à celui de la station 1. La station 4 a une valeur médiane d'UCC réduite d'environ la moitié par rapport à la station 3, mais cette valeur est encore près de sept fois supérieure à la référence. La dernière station, la station 5, a une contamination métallique beaucoup plus faible, soit environ deux fois celle observée à la station de référence.

Tableau 1 Résultats de l'analyse de six métaux et de l'UCC aux cinq stations de la rivière Charest

Station	Date	Cd (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Ni (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)	Dureté mg/l CaCO ₃	UCC	UCC min.	UCC moy.	UCC méd.	UCC max.
1	2007-06-14	0,007	0,26	1,1	1,6	0,015	0,8	51,0	0,37	0,36	0,55	0,48	0,97
1	2007-07-11	0,007	0,21	1,7	1,5	0,015	0,9	51,4	0,48				
1	2007-08-08	0,007	0,29	1,7	1,4	0,041	0,9	44,8	0,56				
1	2007-09-12	0,012	0,25	1,8	0,86	0,04	3,9	27,4	0,97				
1	2007-10-10	0,005	0,2	0,99	1	0,015	0,8	42,3	0,36				
2	2007-06-14	<u>0,710</u>	0,07	0,85	0,87	1,5	<u>380,0</u>	80,1	8,15	5,77	13,74	12,43	29,71
2	2007-07-11	<u>0,400</u>	0,07	1	0,84	0,86	<u>340,0</u>	83,4	5,77				
2	2007-08-08	<u>1,100</u>	0,099	1,9	1,7	0,52	<u>1100,0</u>	116,2	12,62				
2	2007-09-12	<u>3,000</u>	0,11	2,3	1,7	2,3	<u>1800,0</u>	95,5	29,71				
2	2007-10-10	<u>0,810</u>	0,062	0,94	1,1	0,84	<u>840,0</u>	84,7	12,43				
3	2007-06-14	<u>0,640</u>	0,07	1,2	0,84	1,4	<u>240,0</u>	80,1	6,38	5,04	7,88	6,90	12,32
3	2007-07-11	<u>0,390</u>	0,08	1,1	0,8	1,1	<u>230,0</u>	78,0	5,04				
3	2007-08-08	<u>0,490</u>	0,21	2,8	1,2	0,33	<u>390,0</u>	80,1	6,90				
3	2007-09-12	<u>0,620</u>	0,2	1,9	0,96	0,69	<u>400,0</u>	44,4	12,32				
3	2007-10-10	<u>0,480</u>	0,092	1	0,95	0,65	<u>500,0</u>	70,1	8,78				
4	2007-06-14	0,160	0,09	1,2	0,65	0,56	75,0	64,7	2,38	1,35	2,93	3,30	3,95
4	2007-07-11	0,075	0,09	1,3	0,62	0,36	58,0	78,8	1,35				
4	2007-08-08	<u>0,200</u>	0,16	2,1	0,89	0,76	<u>110,0</u>	65,1	3,30				
4	2007-09-12	0,200	0,22	2,6	0,86	0,33	<u>110,0</u>	53,1	3,67				
4	2007-10-10	<u>0,190</u>	0,1	1,2	0,75	0,42	<u>180,0</u>	60,6	3,95				
5	2007-06-14	0,025	0,12	0,95	0,56	0,22	4,6	46,5	0,69	0,69	1,03	0,98	1,54
5	2007-07-11	0,029	0,15	1,7	0,59	0,33	4,7	46,9	0,98				
5	2007-08-08	0,030	0,17	1,9	0,72	0,34	3,6	43,1	1,10				
5	2007-09-12	0,060	0,23	3,2	0,82	0,32	7,4	47,7	1,54				
5	2007-10-10	0,036	0,15	1,1	0,61	0,35	6,2	51,8	0,86				

Concentration soulignée = dépassement du critère de qualité chronique exprimé sous la forme dissoute

3.2. Communautés benthiques

ISB_m

Comme anticipé, l'*ISB_m* ne permet pas de distinguer d'effets attribuables aux métaux. Le tableau 2 présente les valeurs de l'indice obtenues aux différentes stations. Les valeurs de l'*ISB_m* sont supérieures aux deux stations où les concentrations en métaux sont élevées (Charest : stations 2 et 3) par rapport à la station de référence (décharge du Lac Sainte-Anne ou station 1). Notons ici que la station de référence

permet de vérifier les effets des métaux sur la communauté benthique en place, mais qu'elle n'est pas une référence pour la pollution organique. En effet, la valeur de l'ISB_m obtenue à cette station la situe dans la classe de qualité *précaire*. Les deux seules variables de l'ISB_m se comportant de la façon escomptée sont le nombre total de taxons et le nombre de taxons POET (plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères). Ces différences sont visibles lorsque les variables sont standardisées (c'est-à-dire mises en pourcentage, échelle de 0 à 100, tableau 2), mais peu visibles dans les données avant la standardisation (annexe 4). L'indice biotique d'Hilsenhoff (HBI), reconnu comme très performant pour détecter la pollution organique, affiche même la valeur standardisée la plus élevée de toutes les stations à la station 3 de la rivière Charest (tableau 2), la station la plus touchée par les métaux après la station 2. Rappelons que l'HBI a recours à une échelle inversée : la cote attribuée aux taxons très sensibles à la pollution organique est 0, alors que ceux qui sont très tolérants à cette pollution ont une cote de 10 (annexe 4). Il est clair que l'ISB_m et l'HBI ne peuvent être utilisés pour juger l'effet de la combinaison de métaux présents dans l'eau.

La station Charest 2 présente un enrichissement organique par rapport à la station de référence. La moyenne des concentrations en azote est de 0,6 mg/l à la station de référence et de 2,3 mg/l à la station 2. Les données pour le phosphore se ressemblent, hormis une hausse marquée à la station 2 à la suite d'un événement de pluie. Malgré cela, la communauté n'offre pas de réponses classiques à l'enrichissement (l'ISB_m ne baisse pas); c'est donc les effets des métaux qui semblent structurer la communauté en place.

Tableau 2 Indice de santé du benthos (ISB_m) et valeurs standardisées en pourcentage des six variables qui le composent

Cours d'eau	N ^b re total de taxons	N ^b re de taxons POET	% EPT	% Insectes	% Taxons tolérants	HBI	ISB _m
Décharge du Lac Sainte-Anne (station 1)	83,1	82,8	26,4	91,8	99,9	79,26	77,2
Rivière Charest (station 2)	74,8	70,1	70,7	92,4	99,1	89,54	82,8
Rivière Charest (station 3)	63,7	63,7	67,8	100,0	100,0	97,54	82,1
Rivière Charest (station 4)	74,8	51,0	7,7	92,0	95,2	62,56	63,9
Rivière à la Fourche	91,4	95,5	70,4	82,1	94,1	71,50	84,2
Rivière Brûlée	74,8	70,1	62,7	92,1	95,2	86,68	80,2
Rivière Cachée (2007)	83,1	100,0	77,5	98,0	99,9	93,42	92,0
Rivière Cachée (2008)	80,3	95,5	69,8	84,1	99,7	89,04	86,4
Rivière des Souris	83,1	76,4	88,6	94,6	96,4	95,95	89,2
Ruisseau Bonhomme	100,0	82,8	66,1	88,9	95,5	92,24	87,6

Distance de Bray-Curtis

Les distances de Bray-Curtis calculées à partir du genre et de la famille sont présentées dans le tableau 3. La station de référence du système étudié, soit la décharge du Lac Sainte-Anne (station 1), est comparée aux stations situées en aval de la pollution métallique évaluée, soit les stations Charest 2, 3 et 4. Les stations Charest 2 et 3 sont également comparées entre elles et la médiane des valeurs de distance de Bray-Curtis des stations de référence, y compris la décharge du Lac Sainte-Anne, est comparée à toutes les stations. Rappelons que l'échelle varie de 0 à 1, 0 indiquant des échantillons identiques et 1 des échantillons dissemblables.

Tableau 3 Distances de Bray-Curtis

Stations comparées		BC - genre	BC - famille
Déch. du Lac Sainte-Anne (station 1)	Charest 2 (station 2)	0,50	0,47
Déch. du Lac Sainte-Anne (station 1)	Charest 3 (station 3)	0,59	0,57
Déch. du Lac Sainte-Anne (station 1)	Charest 4 (station 4)	0,57	0,28
Charest 2 (station 2)	Charest 3 (station 3)	0,45	0,35
médiane des références	Déch. du Lac Sainte-Anne (station 1)	0,45	0,4
médiane des références	Charest 2 (station 2)	0,56	0,4
médiane des références	Charest 3 (station 3)	0,61	0,48
médiane des références	Charest 4 (station 4)	0,58	0,49
médiane des références	Fourche	0,50	0,46
médiane des références	Brulée	0,23	0,25
médiane des références	Cachée (2007)	0,34	0,32
médiane des références	Cachée (2008)	0,38	0,29
médiane des références	Bonhomme	0,53	0,35
médiane des références	Des Souris	0,58	0,53

Sans surprise, les distances de Bray-Curtis calculées à partir de la famille montrent des assemblages plus semblables que celles obtenues à partir des genres. Les résultats obtenus sont peu convaincants dans le cas présent. La plupart des données calculées à partir du genre avoisinent 0,5. La valeur de la distance entre la décharge du Lac Sainte-Anne et la station Charest 2 est du même ordre de grandeur que celles obtenues entre la médiane des stations de référence et la décharge du Lac Sainte-Anne ou entre la médiane des stations de référence et la station Charest 2. Les résultats plus élevés de toxicité de l'eau à la station 2 de la rivière Charest, toxicité confirmée par les essais de toxicité (Berryman, Guay et Beaudoin, 2012), ne sont donc pas mis en évidence avec le calcul de la distance de Bray-Curtis.

Le tableau 4 présente les variables ayant une sensibilité à la pollution métallique ainsi que certaines variables souvent citées dans la documentation scientifique dans les suivis de divers types de pollution. Les valeurs de l'ensemble des variables se trouvent à l'annexe 4. Le comportement de chaque variable est étudié avec les résultats obtenus dans les stations de référence en comparaison avec les stations soumises à la pollution métallique. Les résultats sont discutés par grands groupes d'organismes.

Tableau 4 Variables de communauté benthique

Cours d'eau	N ^{bre} tax. Éph.	N ^{bre} tax. Pléco.	N ^{bre} tax. Chiro.	N ^{bre} tax. EPT	% EPT	% Éph.	% Baet. (Éph.)	% Hydrop. (Tricho.)	% Éph. (excluant Baetidae)	% Ortho./ Chiro.	% Tany./ Chiro.
Décharge du lac Sainte-Anne (station 1)	6	0	5	12	15,5	9,0	1,5	0	7,5	52,1	20,7
Rivière Charest (station 2)	2	3	3	9	41,5	11,5	11,0	10,0	0,5	81,4	0
Rivière Charest (station 3)	2	2	3	11	39,8	8,0	8,0	13,4	0	78,0	12,0
Rivière Charest (station 4)	2	0	5	7	4,5	1,5	0,5	0,5	1,0	7,9	34,2
Rivière à la Fourche	6	1	5	13	41,3	35,9	1,0	0,5	35,0	38,1	21,4
Rivière Brûlée	5	1	4	9	36,8	24,5	1,5	2,5	23,0	38,5	16,7
Rivière Cachée (2007)	4	3	5	15	45,5	9,5	0,5	15,5	9,0	58,5	13,8
Rivière Cachée (2008)	3	4	4	13	41,0	9,5	0	1,5	9,5	53,8	3,8
Rivière des Souris	4	1	4	10	52,0	31,9	2,5	3,9	29,4	25,9	18,5
Ruisseau Bonhomme	5	1	5	12	38,8	21,4	0,5	0	20,9	10,4	6,3

N^{bre} = nombre, Tax. = taxons, Éph. = éphéméroptère, Pléco. = plécoptère, Chiro. = Chironomidae, EPT = éphéméroptère, plécoptère et trichoptère, Baet. = Baetidae, Hydrop. = Hydropsychidae, Tricho. = trichoptère, Ortho. = Orthocladiinae, Tany. = Tanytarsini

Variables sensibles à la pollution métallique

Les éphéméroptères

Comme cité dans plusieurs études (Carlisle et Clements, 2003; Armitage, Bowes et Vincent, 2007; Pond *et al.*, 2009; Maret *et al.*, 2003; Hickey et Golding, 2002), les éphéméroptères présentent une sensibilité aux métaux. À la station de référence (station 1), il y a six genres d'éphéméroptères alors qu'aux stations suivantes (stations 2, 3 et 4), il y en a deux. On constate également qu'il s'agit du plus petit nombre de genres présents, toutes stations confondues (tableau 4). Le pourcentage d'éphéméroptères va à l'encontre du résultat escompté, la station 2 en comptant plus que la station 1. Le genre *Baetis* (éphéméroptère – Baetidae), bien que sensible aux métaux dans les études en laboratoire, est plus tolérant que d'autres genres d'éphéméroptère (Courtney et Clements, 2000) et peut recoloniser rapidement les sites perturbés (Kiffney et Clements, 1994). Ainsi, ce genre peut se rencontrer en grand nombre dans des sites fortement contaminés par les métaux (Cain, Luoma et Wallace, 2004; Clements, 1994; Maret *et al.*, 2003). Les stations 2 et 3 présentent ces caractéristiques : le pourcentage d'éphéméroptères y est élevé, mais les Baetidae en sont le principal composant. Le genre *Baetis* représente 100 % des Baetidae de la station 2 et 94 % de ceux de la station 3. Ces deux stations se distinguent aisément de toutes les autres stations par leur plus fort pourcentage de Baetidae (tableau 4). Parmi les familles les plus citées comme étant sensibles aux métaux, on retrouve les Ephemerellidae (Pond *et al.*, 2009; Armitage, Bowes et Vincent, 2007; Carlisle et Clements, 2003; Cain, Luoma et Wallace, 2004; Beasley et Kneale, 2003; Maret *et al.*, 2003), les Heptageneidae (Pond *et al.*, 2009; Armitage, Bowes et Vincent, 2007; Cain, Luoma et Wallace, 2004; Clements, 1994; Clements *et al.*, 2000; Carlisle et Clements, 2003; Buchwalter *et al.*, 2008; Maret *et al.*, 2003; Kiffney et Clements, 1994; Clements, 2004), les leptophlebiidae (Armitage, Bowes et Vincent, 2007; Pond *et al.*, 2009; Maret *et al.*, 2003; Sloane et Norris, 2003), les *Caenidae* (Armitage, Bowes et Vincent, 2007; Sloane et Norris, 2003) et les Ameletidae (Maret *et al.*, 2003). Le pourcentage d'Heptageneidae est souvent proposé pour suivre l'effet des métaux. Cependant, cette famille possède une préférence pour les substrats grossiers et la plupart des études ont été menées dans ce type de milieu. Certaines des stations comparées n'ont aucun

Heptageneidae et la décharge du Lac Sainte-Anne (station 1) n'a qu'un seul individu appartenant à cette famille. La variable qui répond bien dans les cours d'eau à substrat meuble est le pourcentage d'éphéméroptères excluant la famille des Baetidae (tableau 4). La figure 2 illustre cette variable ainsi que le pourcentage de Baetidae présent dans l'échantillon. Aux stations Charest 2 et 3, on constate l'importance relative des Baetidae, que la pollution métallique favorise, par rapport aux autres familles d'éphéméroptères.

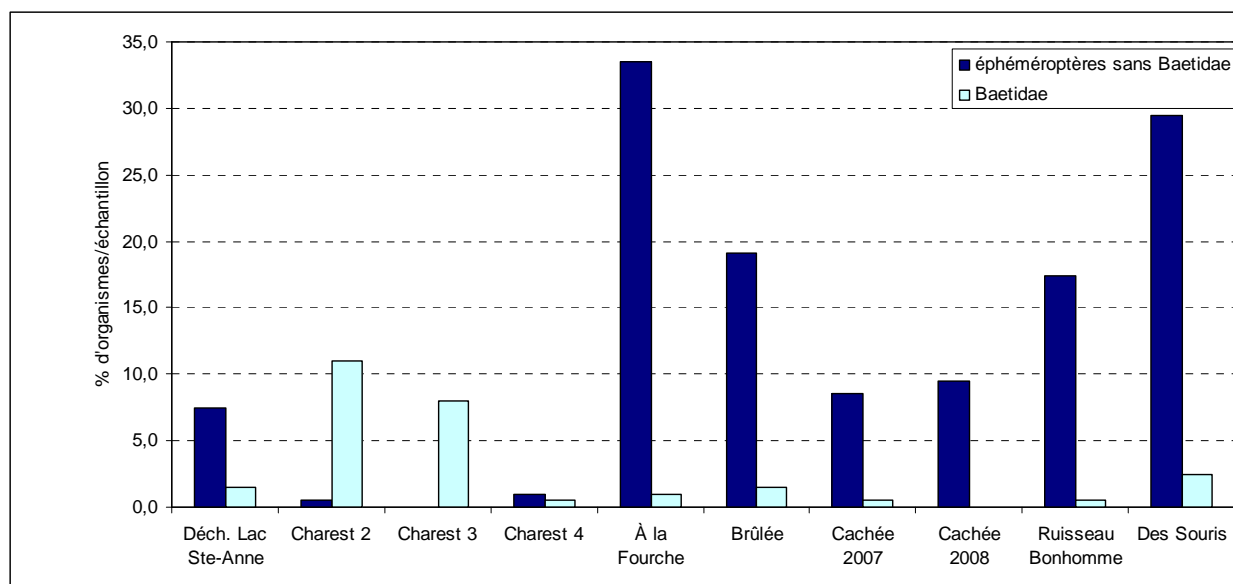


Figure 2 Densité relative des éphéméroptères

Les plécoptères

Les plécoptères, qui sont pour la plupart intolérants à l'enrichissement en nutriments, semblent s'accommoder assez bien de la pollution métallique. Alors que la station de référence (station 1) n'a aucun plécoptère, les stations 2 et 3 ont respectivement trois taxons représentant 15,5 % de l'échantillon et deux taxons comptant pour 2,5 % de l'échantillon (tableau 4). Le genre le plus représenté est *Taeniopteryx*, qui est le plécoptère le plus fréquemment rencontré dans les cours d'eau à substrat meuble, où il est souvent associé aux débris végétaux telles les feuilles et les branches. Les plécoptères préfèrent en général les milieux rocheux et bien oxygénés. Malgré cela, ils apparaissent dans les stations les plus contaminées où l'habitat ne correspond pas à leur préférence. Armitage, Bowes et Vincent (2007) ont constaté que les plécoptères et les diptères (principalement des Chironomidae) dominaient dans une rivière contaminée par le zinc. Dans le système qu'ils ont étudié, l'habitat était favorable aux plécoptères, et ils y ont retrouvé quatorze espèces de plécoptères dont quatre étaient abondantes, et ce, malgré la contamination du milieu. Specht *et al.* (1984) soulignent également que plusieurs espèces de plécoptères sont très tolérantes aux métaux.

Les diptères Chironomidae

L'annexe 5 fournit le détail du niveau d'identification visé pour les différents Chironomidae. Le niveau d'identification généralement atteint pour les diptères Chironomidae est la sous-famille; dans ce cas-ci, la sous-famille des Chironominae est identifiée jusqu'à la tribu. Une seule autre tribu de la sous-famille des Tanytopodinae est identifiée, il s'agit de la tribu des Pentaneurini. Malgré une identification relativement

peu poussée, la décharge du Lac Sainte-Anne a cinq taxons de Chironomidae, alors que les stations 2 et 3 de la rivière Charest en ont trois pour un retour à cinq taxons à la station 4 (tableau 4). Plusieurs auteurs parlent des Orthoclaadiinae comme étant très tolérants aux métaux alors que les Tanytarsini seraient sensibles à la contamination métallique (Sloane et Norris, 2003; Hickey et Clements, 1998; Clements, 1994; Swansburg *et al.*, 2002). La figure 3 illustre la répartition des principaux taxons de Chironomidae retrouvés. On y observe que les pourcentages d'Orthoclaadiinae les plus élevés se trouvent aux stations les plus contaminées par les métaux. La décharge du Lac Sainte-Anne (station 1) a 52 % d'Orthoclaadiinae alors que les stations Charest 2 et 3 en ont respectivement 81 et 78 %. Les Tanytarsini sont totalement inexistant à la station Charest 2 et réapparaissent aux stations 3 et 4. La décharge du Lac Sainte-Anne a 21 % de Tanytarsini alors que les stations Charest 2, 3 et 4 en ont respectivement 0, 12 et 34 %. Ces constatations correspondent à ce qu'on trouve dans la littérature scientifique. Bien que non documentée par d'autres chercheurs, la tribu des Chironomini répond de la même façon que la tribu des Tanytarsini et compte beaucoup moins d'effectifs aux stations 2 et 3 qu'aux autres stations.

Comme mentionné précédemment, les milieux généralement documentés sont des cours d'eau à substrat grossier où le courant est plus rapide qu'aux stations étudiées. Une investigation avec un plus grand nombre de stations serait nécessaire pour vérifier si cette réponse est caractéristique des communautés vivant dans les cours d'eau à substrat meuble où le courant est habituellement moins important. Selon Tachet *et al.* (2010), les Chironomini auraient une plus forte affinité pour les courants nuls que les autres taxons retrouvés, ce qui pourrait expliquer l'absence d'information sur ce taxon dans les études menées dans des cours d'eau à substrat grossier.

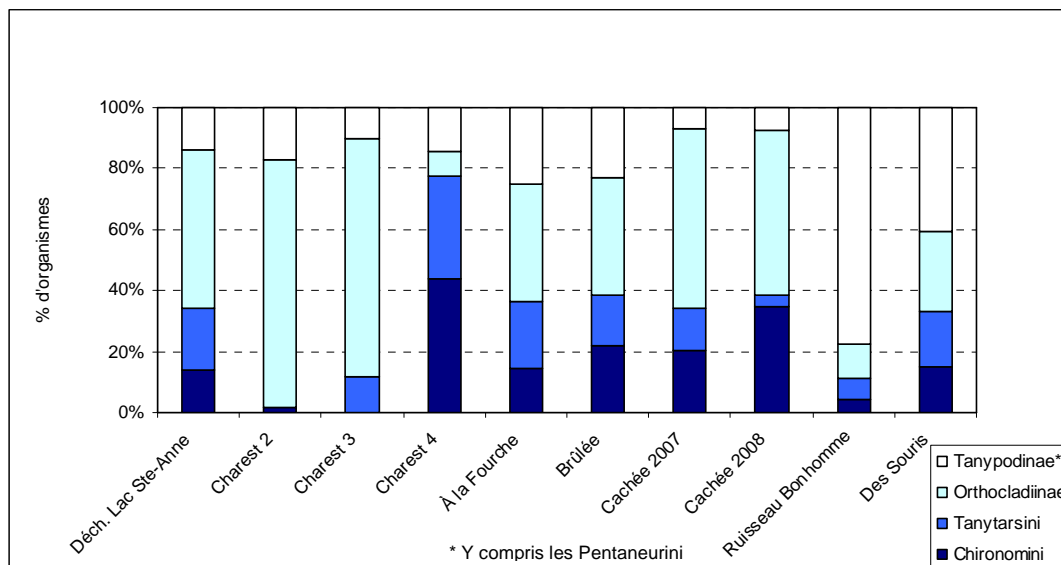


Figure 3 Répartition des principaux taxons de Chironomidae

Le groupe éphéméroptère, plécoptères et trichoptères – EPT

Le tableau 4 montre qu'à la station Charest 2, les Hydropsychidae (trichoptères) et les Baetidae (éphéméroptères) constituent la moitié de l'abondance relative des EPT. Si l'on ajoute les Taeniopterygidae (plécoptères – genre *Taeniopteryx*), ces trois familles constituent à elles seules plus de 80 % du groupe EPT. Comme déjà mentionné, plusieurs auteurs ont constaté la même chose à propos des Baetidae c'est-à-dire qu'ils sont tolérants aux métaux. Cain, Luoma et Wallace (2004) ont démontré, dans une étude sur une rivière touchée par la pollution minière (cadmium, cuivre, zinc), que les sections

les plus polluées étaient dominées par *Hydropsyche* spp (Hydropsychidae) et *Baetis* spp (Baetidae). Conséquemment à l'abondance de quelques taxons qui augmentent de façon importante aux stations les plus contaminées, la densité relative du groupe EPT, sensible à la pollution organique, ne diminue pas en présence de contamination métallique (tableau 4). Le nombre de taxons EPT est de douze à la station témoin (décharge du Lac Sainte-Anne), de onze à la station Charest 2 et de neuf et sept aux deux dernières stations.

Berryman *et al.* (2003) ont obtenu des résultats comparables pour le groupe EPT. Dans la présente étude, les résidus miniers sont à l'origine d'une contamination au cadmium, au cuivre, au fer, au plomb et au zinc. Les deux stations situées dans la rivière Massawippi n'avaient pas un pH acide et les effets constatés ne pouvaient être attribués qu'à la présence des métaux. L'ordre le plus affecté était celui des éphéméroptères tant en nombre de taxons qu'en densité relative; les trichoptères et les plécoptères étaient peu affectés. Les plécoptères *Taeniopteryx* étaient présents à ces deux stations, mais absents à la station témoin. Les stations touchées par cette contamination additionnée à un pH acide, situées dans deux petits tributaires de la rivière Massawippi, avaient dans un cas un seul taxon EPT et dans l'autre aucun EPT.

Les trichoptères Hydropsychidae

Le pourcentage d'Hydropsychidae est nul à la station témoin (décharge du Lac Sainte-Anne ou station 1), alors qu'il est d'environ 10 % aux stations Charest 2 et 3 et quasi nul à la station Charest 4 (tableau 2). Clements (2004) a observé lors d'une expérience sur les effets des métaux sur le benthos que plus la concentration en métaux est élevée, plus les macroinvertébrés benthiques dérivent, à l'exception de ceux appartenant à l'ordre des trichoptères. Ce constat appuie ce que l'on observe à la station 2, soit l'augmentation de la densité relative des Hydropsychidae. Pond *et al.* (2009) ont démontré, par une ordination des taxons et du degré de pollution de sites miniers, une très grande affinité de deux genres d'Hydropsychidae (*Cheumatopsyche* et *Ceratopsyche*) avec les sites les plus pollués par les métaux. *Ceratopsyche* est le seul genre d'Hydropsychidae identifiés aux stations Charest 2 et 3, et les résultats obtenus abondent dans le même sens que ceux de Pond *et al.* (2009). Dans leur étude sur la bioaccumulation et la distribution des insectes aquatiques, Cain, Luoma et Wallace (2004) ont observé que les sections de rivière les plus polluées par les métaux étaient dominées par *Hydropsyche* spp. et *Baetis* ssp. Les trichoptères (Hydropsychidae – *Hydropsyche* et *Arctopsyche*) étaient moins contaminés par le cadmium, le zinc et le cuivre que les éphéméroptères (*Baetis*, *Epeorus* et *Serratella*). Ces chercheurs émettent l'hypothèse que la tolérance aux métaux observée chez *Hydropsyche* spp. serait attribuable à son habileté à limiter l'accumulation des métaux, à les séquestrer dans certaines protéines et, de ce fait, à réduire les interactions avec l'organisme. Une autre station, soit celle de la rivière Cachée (2007), a un pourcentage d'Hydropsychidae élevé. Cette station a été échantillonnée deux années consécutives, soit en 2007 et en 2008. La différence entre ces deux années, en ce qui a trait au pourcentage d'Hydropsychidae, semble attribuable aux conditions de débit différentes ainsi qu'à des changements survenus dans l'habitat entre ces deux années.

Aux stations de la décharge du Lac Sainte-Anne (station 1), Charest 2 et Charest 3, un sous-échantillonnage de 500 organismes a également été effectué. Les résultats sont intéressants et montrent des signaux supplémentaires ou amplifiés par rapport à ceux observés avec l'identification de 200 organismes. Basé sur une analyse de 200 organismes, le nombre de taxons POET passe de 13 à 11, diminuant ainsi de 15 % de la station 1 à la station Charest 2 (annexe 4). Lorsque 500 organismes sont identifiés, ces nombres sont respectivement de 21 et de 14, donc une baisse de 33 %. C'est l'ordre des odonates, dont les individus sont souvent en nombre plus restreint, qui change la donne, car le nombre de taxons passe de 4 (station 1) à 0 (Charest 2), puis à 1 taxon à la station Charest 3. Les odonates ne sont pas souvent cités dans la documentation pour évaluer l'effet des métaux, mais cette piste serait à explorer pour vérifier si la réponse observée se répète dans des milieux comparables.

CONCLUSION

La contamination métallique engendrée par le site minier à l'abandon de Notre-Dame-de-Montauban a des effets sur la communauté de macroinvertébrés en place. L'eau aux stations étudiées présente un pH à peu près neutre. Les effets observés ne sont donc pas attribuables à l'acidité de l'eau.

Comme anticipé, l'indice de santé du benthos pour les rivières à substrat meuble (ISB_m) ne s'est pas avéré sensible à la pollution métallique en milieu non acide. Plusieurs autres variables de communauté ont cependant démontré leur potentiel. Les taxons appartenant à l'ordre des éphéméroptères sont particulièrement affectés par les métaux. Ainsi, le nombre de taxons d'éphéméroptères et le pourcentage d'éphéméroptères excluant les Baetidae diminuent en présence de pollution métallique. Chez les trichoptères, le pourcentage d'Hydropsychidae augmente en présence de contamination minière. Cette famille semble peu affectée par ce type de contamination et certains taxons s'y seraient adaptés en « gérant » efficacement les métaux, ce qui leur permet de diminuer les effets toxiques sur leur métabolisme. Chez les diptères, le nombre de taxons diminue en présence de contamination. La sous-famille des Orthoclaadiinae s'est avérée tolérante aux métaux, alors que la tribu des Tanytarsini y est sensible. Ces réponses de la communauté benthique à une contamination métallique sont conformes à ce que présente la documentation consultée. La tribu des Chironomini a également été négativement influencée par la contamination métallique. Cet effet, non précédemment documenté, serait à valider étant donné le faible nombre de stations étudiées.

Les UCC se sont avérées une expression synthétique et utile de la toxicité combinée des différents métaux présents dans l'eau. Cette expression simplifiée est plus facile à mettre en lien avec la communauté de macroinvertébrés benthiques. Une autre unité, le RACC (ou CCAR), pourrait être calculée dans de futures études. Rappelons que l'UCC tient uniquement compte de l'influence de la dureté pour mesurer la toxicité, alors que le RACC prend en compte un plus grand nombre de facteurs influents.

Les macroinvertébrés benthiques sont utiles pour évaluer les effets d'une contamination métallique sur le biote aquatique. Ils représentent aussi un outil intéressant pour apprécier les gains environnementaux à la suite des actions de réhabilitation de terrains contaminés.

BIBLIOGRAPHIE

ARMITAGE, P. D., M. J. BOWES et H. M. VINCENT, 2007. "Long-term changes in macroinvertebrate communities of a heavy metal polluted stream: the river Nent (Cumbria, UK) after 28 years", *River Research and Applications*, vol. 23, n° 9, p. 997-1015.

BEASLEY, G. et P. E. KNEALE, 2003. "Investigating the influence of heavy metals on macro-invertebrate assemblages using Partial Cononical Correspondence Analysis (pCCA)", *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, vol. 7, n° 2, p. 221-233.

BERRYMAN, D., 2007. *Concentrations de métaux dans la rivière Sainte-Anne (région de Portneuf) en aval de la rivière Charest*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Direction régionale du contrôle environnemental de la Mauricie et du Centre-du-Québec, ISBN 978-2-550-50272-2 (PDF), 20 p. et 1 annexe.

BERRYMAN, D. et al., 2003. *L'impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2003/0043, 47 p. et 4 annexes.

BERRYMAN, D., I. GUAY et J. BEAUDOIN, 2012. *Concentrations de métaux et toxicité de l'eau de la rivière Charest en aval de l'ancien site de Notre-Dame-de-Montauban*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-63953-4 (PDF), 40 p.

BERRYMAN, D., D. THOMASSIN et C. VIEL, 2006. *L'effet de l'ancien site minier de Notre-Dame-de-Montauban sur les teneurs en métaux des rivières Batiscan et Sainte-Anne*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec et Direction régionale du contrôle environnemental de la Mauricie et du Centre-du-Québec, ISBN 2-550-45095-7 (PDF), Envirodoq n° ENV/2005/0154, rapport n° QE/163, 12 p.

BUCHWALTER, D. B. et al., 2008. "Aquatic insect ecophysiological traits reveal phylogenetically based differences in dissolved cadmium susceptibility", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 105, n° 24, p. 8321-8326.

CAIN, D. J., S. N. LUOMA et W. G. WALLACE, 2004. "Linking metal bioaccumulation of aquatic insects to their distribution patterns in a mining impacted river", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 23, n° 6, p. 1463-1473.

CARLISLE, D. W. et W. H. CLEMENTS, 2003. "Growth and secondary production of aquatic insects along a gradient of Zn contamination in Rocky Mountain streams", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 22, n° 4, p. 582-597.

CLEMENTS, W. H., 1994. "Benthic invertebrate community responses to heavy metals in the Upper Arkansas River Basin, Colorado", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 13, n° 1, p. 30-44.

CLEMENTS, W. H., 2004. "Small scale experiments support causal relationships between metal contamination and macroinvertebrates community responses", *Ecological Applications*, vol. 14, p. 954-967.

CLEMENTS, W. H. et al., 2000. "Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams", *Ecological Applications*, vol. 10, p. 626-638.

CLEMENTS, W. H. *et al.*, 2002. “Integrating observational and experimental approaches to demonstrate causation in stream biomonitoring studies”, *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 21, p. 1138-1146. Presented at the 20th Annual Meeting, Society of Environmental Toxicology and Chemistry.

COURTNEY, L. A., et W. H. CLEMENTS, 2000. “Sensitivity to acidic pH in benthic invertebrate assemblages with different histories of exposure to metals”, *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, n° 1, p. 112-127.

ENSERINK E.L., J.L. MAAS-DIEPEVEEN et C.J. VAN LEEUWEN, 1991. “Combined effects of metals; An ecotoxicological evaluation”, *Water Research*, vol. 25, n° 6, p. 679-687.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2012. *Guide technique pour l'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux*, Gatineau, Québec, Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement.

FARAG, A.M. *et al.*, 1998. “Concentrations of metals associated with mining waste in sediments, biofilm, benthic macroinvertebrates and fish from the Coeur d'Alene River Basin, Idaho”, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 34, n° 2, p. 119-127.

GIRGIN, S., N. KAZANCY et M. DÜGEL, 2010. “Relationship between aquatic insects and heavymetals in an urban stream using multivariate techniques”, *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 7, n° 4, p. 653-664.

HARE, L., 1992. “Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation, and toxicity”, *Critical Reviews in Toxicology*, vol. 22, n^{os} 5-6, p. 327-369.

HARE, L., A. TESSIER et U. BORGMANN, 2003. “Metal sources for freshwater invertebrates: pertinence for risk assessment”, *Human and Ecological Risk Assessment*, vol. 9, n° 4, p. 779-793.

HARRAHY, E.A., 2000. *Ecotoxicological and genetic effects of a mixture of heavy metals on selected aquatic macroinvertebrates*, thèse de doctorat, Colorado, Fort Collins, Colorado State University.

HICKEY, C. W. et L.A. GOLDING, 2002. “Response of macroinvertebrates to copper and zinc in a stream mesocosm”, *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 21, n° 9, p. 1854-1863.

HICKEY, C. W. et W. H. CLEMENTS, 1998. “Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in New Zealand streams”, *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 17, n° 11, p. 2338-2346.

HYDROQUAL INC., 2005. *The Biotic Ligand Model Windows Interface, Version 2.2.3 : User's Guide and Reference Manual*, Mahwah, NJ.

KIFFNEY, P. M. et W. H. CLEMENTS, 1994. “Effects of heavy metals on a macroinvertebrate assemblage from a Rocky Mountain stream in experimental microcosms”, *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 13, n° 4, p. 511-523.

LAVOIE, I. *et al.*, 2006. “A diatom-based index for the biological assesment of Eastern Candian rivers : an application of correspondance analysis”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 63, p. 1793-1811.

LAVOIE, I., 2008. *Effets de la pollution métallique sur les communautés de diatomées benthiques : cas de l'ancien site minier de Notre-Dame-de-Montauban*, rapport produit pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 19 p. (non publié).

MARET, T. R. *et al.*, 2003. “Response of benthic invertebrate assemblages to metal exposure and bioaccumulation associated with hard-rock mining in northwestern streams USA”, *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 22, n° 4, p. 598-620.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (MRN), 2012-2013. *Liste des sites miniers abandonnés*, Québec. [En ligne], [<http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/restauration/restauration-sites-miniers-abandonnes.jsp>] (consulté le 4 février 2014).

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP), 2012a. *Élaboration d'un indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et mise en application en milieu agricole – Cours d'eau peu profonds à substrat meuble*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-65630-2 (PDF), 62 p. (y compris 10 annexes).

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP), 2012b. *Indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et son application en milieu agricole – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-66035-4 (PDF), 72 p. (y compris 7 annexes).

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP), 2013. *Critères de qualité de l'eau de surface*, troisième édition, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510 p. et 16 annexes. [En ligne], [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm] (consulté le 4 février 2014).

MOISAN, J. et L. PELLETIER, 2011. *Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec. Cours d'eau peu profonds à substrat meuble 2011*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-61166-0 (PDF), 39 p.

NÁBELKOVÁ J. et D. KOMÍNKOVÁ, 2006. "Distribution of heavy metals in freshwater ecosystem of a small stream impacted by urban drainage", *Water Science & Technology*, vol. 54, n^{os} 6-7, p. 339-346.

PAGENKOPF, G., 1983. "Gill surface interaction model for trace-metal toxicity to fishes: Role of complexation, pH, and water hardness", *Environmental Science and Technology*, vol. 17, p. 342-347.

POLLARD, A. I. et L. YUAN, 2006. "Community response patterns: Evaluating benthic invertebrate composition in metal-polluted streams", *Ecological Applications*, vol. 16, p. 645-655.

POND, G.J. *et al.*, 2009. "Downstream effects of mountaintop coal mining: comparing biological conditions using family-and genus-level macroinvertebrate bioassessment tools", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 27, n^o 3, p. 717-737.

SCHMIDT, T. S. *et al.*, 2010. "Development of a new toxic-unit model for the bioassessment of metals in streams", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 29, p. 2432-2442.

SLOANE, P. I. W. et R. H. NORRIS, 2003. "Relationship of AUSRIVAS-based macroinvertebrate predictive model outputs to a metal pollution gradient", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 22, n^o 3, p. 457-471.

SPECHT, W.L. *et al.*, 1984. "Structural, functional, and recovery responses of stream invertebrates to fly ash effluent", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 41, n^o 6, p. 884-896.

SWANSBURG, E.O. *et al.*, 2002. "Mouthpart deformities and community composition of Chironomidae (Diptera) larvae downstream of metal mines in New Brunswick, Canada", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 21, n^o 12, p. 2675-2684.

TACHET, H. *et al.*, 2010. *Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie*, nouvelle édition revue et augmentée, Paris, CNRS Éditions, 607 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2002. *National recommended water quality criteria : 2002*, EPA 822-R-02-047, Office of Water, Washington, DC.

ZUELLIG, R. E. *et al.*, 2008. "The influence of metal exposure history and ultraviolet-B radiation on benthic communities in Colorado Rocky Mountain streams", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 27, n° 1, p. 120-134.

Annexe 1 Coordonnées géographiques des stations

Cours d'eau	Latitude	Longitude
Décharge du Lac Sainte-Anne (station 1)	46,81815500	-72,36530100
Rivière Charest (station 2)	46,81309100	-72,34299900
Rivière Charest (station 3)	46,80982700	-72,33868000
Rivière Charest (station 4)	46,76466200	-72,32083700
Rivière à la Fourche	46,46755000	-72,45136900
Rivière Brûlée	46,45109955	-72,51351778
Rivière Cachée	46,49245000	-72,69047000
Rivière des Souris	46,59460000	-72,88400000
Ruisseau Bonhomme	46,84468000	-71,53807000

Annexe 2 Liste des variables testées

1. **Nombre total de taxons**
2. Nombre de taxons EPT (éphéméroptères, trichoptères et plécoptères)
3. Nombre de taxons éphéméroptères
4. Nombre de taxons plécoptères
5. Nombre de taxons trichoptères
6. Nombre de taxons odonates
7. **Nombre de taxons POET (plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères)**
8. Nombre de taxons chironomides
9. Nombre de taxons pélicypodes
10. Nombre de taxons gastéropodes
11. **% Insectes**
12. % Non-insectes
13. % Éphéméroptères
14. % Éphéméroptères sans Baetidae
15. % Orthocladinae/Chironomidae
16. % Tanytarsini/Chironomidae
17. % Chironomini/Chironomidae
18. % Plécoptères
19. % Trichoptères
20. % Trichoptères sans Hydropsychidae
21. **% EPT**
22. % EPT sans Hydropsychidae
23. % EPT/chironomides
24. % Chironomides
25. % Oligochètes
26. % Baetidae
27. % Baetidae/éphéméroptères
28. % Gastéropodes
29. % Pélicypodes
30. % Mollusques
31. % Crustacés
32. % Isopodes
33. % Hydropsychidae
34. % Hydropsychidae/Trichoptera
35. Nombre de taxons intolérants (cote de tolérance < 4)
36. **% Taxons tolérants (cote de tolérance > 6)**
37. % Organismes tolérants (cote de tolérance > 6)
38. % Taxons intolérants (cote de tolérance < 4)
39. % Organismes intolérants (cote de tolérance < 4)
40. Nombre modifié de taxons EPT
41. % EPT modifié (cote de tolérance < 4)
42. % Taxon dominant
43. % Deux taxons dominants
44. Diversité de Shannon-Wiener
45. **Indice biotique d'Hilsenhoff (HBI)**
46. ISB_m

Caractères gras : variables composant l'ISB_m

Annexe 3 Résultats des analyses de métaux dissous
(partie 1)¹

Station	Date	Ag (µg/l)	Al (µg/l)	As (µg/l)	Ba (µg/l)	Be (µg/l)	B (µg/l)	Cd (µg/l)	Co (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Fe (µg/l)
1	2007-06-14	0,0010	–	0,22	9,8	0,006	14	0,007	0,29	0,26	1,1	300
1	2007-07-11	0,0005*	–	0,20	11,0	0,002*	16	0,007	0,26	0,21	1,7	350
1	2007-08-08	0,0005*	–	0,20	10,0	0,010	15	0,007	0,21	0,29	1,7	460
1	2007-09-12	0,0005*	–	0,19	7,7	0,008	11	0,012	0,25	0,25	1,8	170
1	2007-10-10	0,0005*	–	0,13	8,9	0,004	15	0,005	0,17	0,20	1,0	200
2	2007-06-14	0,0030	–	0,29	34,0	0,002*	17	0,710	0,62	0,07	0,9	69
2	2007-07-11	0,0030	–	0,23	31,0	0,004	18	0,400	0,62	0,07	1,0	56
2	2007-08-08	0,0005*	–	0,36	33,0	0,002*	22	1,100	1,10	0,10	1,9	62
2	2007-09-12	0,0039	–	0,37	29,0	0,002*	16	3,000	0,92	0,11	2,3	78
2	2007-10-10	0,0023	–	0,19	36,0	0,002*	15	0,810	0,70	0,06	0,9	56
3	2007-06-14	0,0030	–	0,31	29,0	0,002*	17	0,640	0,54	0,07	1,2	91
3	2007-07-11	0,0020	–	0,26	29,0	0,002*	17	0,390	0,53	0,08	1,1	80
3	2007-08-08	0,0005*	–	0,29	17,0	0,005	18	0,490	0,52	0,21	2,8	100
3	2007-09-12	0,0005*	–	0,26	11,0	0,008	11	0,620	0,35	0,20	1,9	110
3	2007-10-10	0,0010	–	0,18	26,0	0,002*	14	0,480	0,44	0,09	1,0	110
4	2007-06-14	0,0030	–	0,50	16,0	0,006	14	0,160	0,29	0,09	1,2	150
4	2007-07-11	0,0020	–	0,47	19,0	0,006	16	0,075	0,39	0,09	1,3	68
4	2007-08-08	0,0005*	–	0,37	15,0	0,006	17	0,200	0,22	0,16	2,1	180
4	2007-09-12	0,0011	–	0,26	11,0	0,007	24	0,200	0,29	0,22	2,6	120
4	2007-10-10	0,0013	–	0,34	14,0	0,002*	16	0,190	0,24	0,10	1,2	170
5	2007-06-14	0,0030	–	0,38	14,0	0,002	11	0,025	0,09	0,12	1,0	190
5	2007-07-11	0,0030	–	0,33	16,0	0,005	12	0,029	0,10	0,15	1,7	300
5	2007-08-08	0,0005	–	0,32	14,0	0,002	13	0,030	0,12	0,17	1,9	240
5	2007-09-12	0,0010	–	0,35	14,0	0,007	21	0,060	0,22	0,23	3,2	120
5	2007-10-10	0,0023	–	0,25	16,0	0,004	15	0,036	0,10	0,15	1,1	330

* = moitié de limites de détection

Al = résultats non retenus, contamination procédurale

Ag = argent, Al = aluminium, As = arsenic, Ba = baryum, Be = béryllium, B = bore,
Cd = cadmium, Co = cobalt, Cr = chrome, Cu = cuivre, Fe = fer

¹ Tiré de Berryman, Guay et Beaudoin, 2012.

Annexe 3 Résultats des analyses de métaux dissous (partie 2)¹

Station	Date	Mn (µg/l)	Mo (µg/l)	Ni (µg/l)	Pb (µg/l)	Sb (µg/l)	Se (µg/l)	Sr (µg/l)	U (µg/l)	V (µg/l)	Zn (µg/l)
1	2007-06-14	74	0,41	1,60	0,02	0,062	0,15*	77	0,031	0,65	0,8
1	2007-07-11	73	0,38	1,50	0,02	0,140	0,15*	81	0,028	0,57	0,9
1	2007-08-08	25	0,22	1,40	0,04	0,170	0,15*	67	0,039	0,71	0,9
1	2007-09-12	26	0,14	0,86	0,04	0,150	0,15*	39	0,032	0,71	3,9
1	2007-10-10	23	0,15	1,00	0,02	0,110	0,15*	64	0,027	0,38	0,8
2	2007-06-14	210	0,38	0,87	1,50	0,250	0,15*	100	0,150	0,37	380,0
2	2007-07-11	190	0,39	0,84	0,86	0,260	0,15*	100	0,160	0,33	340,0
2	2007-08-08	540	0,36	1,70	0,52	0,360	0,15*	120	0,160	0,47	1100,0
2	2007-09-12	350	0,24	1,70	2,30	0,300	0,15*	95	0,085	0,40	1800,0
2	2007-10-10	270	0,26	1,10	0,84	0,210	0,15*	97	0,130	0,32	840,0
3	2007-06-14	170	0,39	0,84	1,40	0,220	0,15*	98	0,150	0,47	240,0
3	2007-07-11	160	0,41	0,80	1,10	0,250	0,15*	100	0,120	0,41	230,0
3	2007-08-08	220	0,33	1,20	0,33	0,530	0,15*	85	0,053	0,71	390,0
3	2007-09-12	92	0,17	0,96	0,69	0,180	0,15*	54	0,038	0,65	400,0
3	2007-10-10	170	0,22	0,95	0,65	0,180	0,15*	84	0,092	0,38	500,0
4	2007-06-14	130	0,40	0,65	0,56	0,160	0,15*	89	0,057	0,43	75,0
4	2007-07-11	190	0,47	0,62	0,36	0,240	0,15*	100	0,057	0,48	58,0
4	2007-08-08	77	0,33	0,89	0,76	0,220	0,15*	84	0,064	0,67	110,0
4	2007-09-12	63	0,25	0,86	0,33	0,200	0,15*	70	0,043	0,88	110,0
4	2007-10-10	74	0,24	0,75	0,42	0,190	0,15*	78	0,054	0,30	180,0
5	2007-06-14	16	0,25	0,56	0,22	0,092	0,15	68	0,039	0,47	4,6
5	2007-07-11	21	0,25	0,59	0,33	0,190	0,15	72	0,031	0,47	4,7
5	2007-08-08	26	0,26	0,72	0,34	0,210	0,15	63	0,033	0,50	3,6
5	2007-09-12	47	0,33	0,82	0,32	0,320	0,15	63	0,036	0,72	7,4
5	2007-10-10	19	0,22	0,61	0,35	0,190	0,15	73	0,044	0,68	6,2

* = moitié de limites de détection

Mn = manganèse, Mo = molybdène, Ni = nickel, Pb = plomb, Sb = antimoine, Se = sélénium, Sr = strontium, U = uranium, V = vanadium, Zn = zinc

¹ Tiré de Berryman, Guay et Beaudoin, 2012.

Annexe 4 Valeurs des variables explorées
(partie 1)

RIVIÈRE	DÉCHARGE LAC SAINTE-ANNE	CHAREST 2	CHAREST 3	CHAREST 4
Nombre total de taxons	30	27	23	27
Nombre de taxons éphéméroptères	6,0	2,0	2,0	2,0
Nombre de taxons plécoptères	0	3	2	0
Nombre de taxons trichoptères	6	6	5	5
Nombre de taxons EPT	12	11	9	7
Nombre de taxons EPT modifié	10	10	7	6
% EPT modifié	14,0	20,0	18,4	3,0
Nombre de taxons odonates	1	0	1	1
Nombre de taxons POET	13,0	11,0	10,0	8,0
Nombre de taxons chironomides	5,0	3,0	3,0	5,0
Nombre de taxons pélicypodes	1,0	0,0	0,0	0,0
Nombre de taxons gastéropodes	1,0	0,0	0,0	0,0
Nombre de taxons intolérants	9,0	11,0	10,0	7,0
Diversité de Shannon-Wiener	3,6	3,6	3,8	3,2
% Éphéméroptères	9,0	11,5	8,0	1,5
% Éphéméroptères (sans les Baetidae)	7,5	0,5	0,0	1,0
% Plécoptères	0,0	15,5	2,5	0,0
% Trichoptères (sans les Hydropsychidae)	6,5	14,5	29,4	3,0
% Trichoptères (sans les Hydropsychidae)	6,5	4,5	15,9	2,5
% EPT	15,5	41,5	39,8	4,5
% EPT (sans les Hydropsychidae)	15,5	31,5	26,4	4,0
% EPT/Chironomides	0,3	1,4	1,6	0,1
% Insectes	89,0	89,5	99,5	89,1
% Baetidae/Éphéméroptère	16,7	95,7	100,0	33,3
% Baetidae/Échantillon	1,5	11,0	8,0	0,5
% Hydropsychidae/Trichoptère	0,0	69,0	45,8	16,7
% Hydropsychidae/Échantillon	0,0	10,0	13,4	0,5
% Chironomides	60,5	29,5	24,9	56,4
% Orthocladinae/Chironomidae	52,1	81,4	76,0	7,9
% Tanytarsini/Chironomidae	20,7	0,0	12,0	34,2
% Chironomini/Chironomidae	14,1	1,7	0,0	43,0
% Isopodes	0,0	0,0	0,0	0,0
% Crustacés	0,0	0,0	0,0	0,5
% Oligochètes	9,5	10,0	0,5	3,0
% Gastéropodes	1,0	0,0	0,0	0,0
% Pélicypodes	0,5	0,0	0,0	0,0
% Mollusques	1,5	0,0	0,0	0,0
% Non-insectes	11,0	10,5	0,5	10,9
% Taxon dominant (UN)	60,5	29,5	24,9	56,4
% Taxons dominants (DEUX)	70,0	43,0	38,3	77,7
% Taxons tolérants	6,7	7,4	4,3	11,1
% Tolérants	20,5	10,5	1,0	30,2
% Taxons intolérants	30,0	40,7	43,5	25,9
% Intolérants	14,0	23,5	29,4	4,0
Indice biotique d'Hilsenhoff	5,3	4,7	4,2	6,3

Caractères gras : variables composant l'ISB_m

**Annexe 4 Valeurs des variables explorées
(partie 2)**

RIVIÈRE	À LA FOURCHE BRULÉE	CACHÉE#07	CACHÉE#08	DES SOURIS	RUISSEAU BONHOMME	
Nombre total de taxons	33	27	30	29	30	37
Nombre de taxons éphéméroptères	6,0	5,0	4,0	3,0	4,0	5,0
Nombre de taxons plécoptères	1	1	3	4	1	1
Nombre de taxons trichoptères	6	3	8	6	5	6
Nombre de taxons EPT	13	9	15	13	10	12
Nombre de taxons EPT modifié	10	8	11	13	7	12
% EPT modifié	11,2	28,4	27,5	36,5	25,0	31,8
Nombre de taxons odonates	2	2	2	2	2	1
Nombre de taxons POET	15,0	11,0	17,0	15,0	12,0	13,0
Nombre de taxons chironomides	5,0	4,0	5,0	4,0	4,0	5,0
Nombre de taxons pélicypodes	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0
Nombre de taxons gastéropodes	0,0	1,0	0,0	0,0	1,0	0,0
Nombre de taxons intolérants	8,0	6,0	10,0	12,0	9,0	11,0
Diversité de Shannon-Wiener	3,7	4,0	4,1	3,7	4,2	4,3
% Éphéméroptères	35,9	24,5	9,5	9,5	31,9	21,4
% Éphéméroptères (sans les Baetidae)	35,0	23,0	9,0	9,5	29,4	20,9
% Plécoptères	1,5	7,4	9,5	23,5	0,5	8,0
% Trichoptères (sans les Hydropsychidae)	3,9	4,9	26,5	8,0	19,6	9,5
% Trichoptères (sans les Hydropsychidae)	3,4	2,5	11,0	6,5	15,7	9,5
% EPT	41,3	36,8	45,5	41,0	52,0	38,8
% EPT (sans les Hydropsychidae)	40,8	34,3	30,0	39,5	48,0	38,8
% EPT/Chironomides	2,0	1,0	1,4	1,6	3,9	1,6
% Insectes	79,6	89,2	95,0	81,5	91,7	86,1
% Baetidae/Éphéméroptère	2,7	6,0	5,3	0,0	7,7	2,3
% Baetidae/Échantillon	1,0	1,5	0,5	0,0	2,5	0,5
% Hydropsychidae/Trichoptère	12,5	50,0	58,5	18,8	20,0	0,0
% Hydropsychidae/Échantillon	0,5	2,5	15,5	1,5	3,9	0,0
% Chironomides	20,4	38,2	32,5	26,0	13,2	23,9
% Orthocladinae/Chironomidae	38,1	38,5	58,5	53,8	25,9	10,4
% Tanytarsini/Chironomidae	21,4	16,7	13,8	3,8	18,5	6,3
% Chironomini/Chironomidae	14,3	21,8	20,0	34,6	14,8	4,2
% Isopodes	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
% Crustacés	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	2,0
% Oligochètes	18,0	6,9	5,0	18,5	3,9	6,0
% Gastéropodes	0,0	0,5	0,0	0,0	1,5	0,0
% Pélicypodes	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	3,5
% Mollusques	0,0	0,5	0,0	0,0	3,4	3,5
% Non-insectes	20,4	10,8	5,0	18,5	8,3	13,9
% Taxon dominant (UN)	25,2	38,2	32,5	26,0	23,0	23,9
% Taxons dominants (DEUX)	45,6	55,4	48,0	44,5	36,8	39,3
% Taxons tolérants	12,1	11,5	6,7	7,1	10,3	11,1
% Tolérants	22,8	15,7	12,5	27,5	7,4	12,4
% Taxons intolérants	24,2	23,1	33,3	42,9	31,0	30,6
% Intolérants	4,9	15,7	30,5	37,5	30,9	23,4
Indice biotique d'Hilsenhoff	5,8	4,9	4,5	4,7	4,3	4,5

Caractères gras : variables composant l'ISB_m

Annexe 5 Niveau d'identification visé pour les diptères - Chironomidae

<u>Classe</u>	<u>Ordre</u>	<u>Famille</u>	<u>Sous-famille</u>	<u>Tribu</u>
Insecta	Diptera	Chironomidae	Chironominae Diamesinae Orthoclaadiinae Podominae Prodiamesinae Tanypodinae	Chironomini Tanytarsini Pseudochironomii Pentaneurini Non-Pentaneurini