

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCE DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
YANN BOISSONNEAULT

LE SUIVI ÉCOLOGIQUE DES RIVIÈRES AU QUÉBEC :
COMPARAISON DES BIOINDICATEURS BASÉS SUR LES INVERTÉBRÉS ET
LES DIATOMÉES BENTHIQUES

DÉCEMBRE 2006

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été financée par le Fonds d'Action Québécois pour le Développement Durable (FAQDD), le Programme d'aide à la recherche et au développement en environnement (PARDE) du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT) et le Groupe de Recherche en Limnologie (GRIL).

Je remercie tout spécialement la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSÉE) du MDDEP pour les heures d'analyse de laboratoire (qualité de l'eau), Mme Lyne Pelletier et Mme Julie Moisan de la DSÉE du MDDEP pour leurs conseils judicieux et pour leur expertise en écologie aquatique. Je remercie tous les membres du laboratoire de recherche sur les bassins versants (LBV-UQTR) pour leur soutien général et particulièrement : Maxime Brien, Martine Grenier, Mylène Vallée et Martin Matteau pour leur précieuse assistance lors des campagnes d'échantillonnage et M. Stéphane Campeau, mon directeur de recherche, pour son excellent travail de mentor.

RÉSUMÉ

Le suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau est réalisé à partir d'organismes aquatiques indicateurs (bioindicateurs). Au Québec, jusqu'à récemment, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) utilisait les invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de substrats artificiels de type *Hester-Dendy*. Cette méthode comporte cependant quelques désavantages : elle tient peu compte des multiples habitats d'un cours d'eau et le temps d'analyse est relativement long. Cette étude consiste donc à tester l'application de méthodes palliant les inconvénients des substrats artificiels, soit l'utilisation d'un protocole, également basé sur les invertébrés benthiques, le *Rapid Bioassessment Protocols (RBP)* développé par l'*Environmental Protection Agency (EPA)* aux États-Unis et d'un protocole basé sur les diatomées.

Des indices basés sur les communautés benthiques sont souvent utilisés afin d'évaluer l'état de santé des cours d'eau par l'obtention de valeurs simples et uniques facilitant ainsi l'interprétation pour les non-initiés. Ces indices tiennent compte de la structure, de la diversité et de la tolérance aux perturbations des communautés. Vingt quatre indices (20 indices invertébrés et 4 indices diatomées) ont été testés de façon à identifier le plus performant pour résumer l'état de santé des rivières.

Le *RBP* et les diatomées ont été testés et comparé avec la méthode des substrats artificiels, à l'aide de méthodes statistiques multivariées et des indices, afin de déterminer si ces méthodes sont équivalentes ou complémentaires en ce qui concerne l'information qu'elles procurent sur l'état des écosystèmes aquatiques.

C'est à partir des analyses multivariées que nous avons vu que le protocole *RBP* basés sur les invertébrés benthiques et le protocole basé sur les diatomées étaient plus efficaces pour évaluer l'état de santé des cours d'eau de type lotique que le protocole basé sur les substrats artificiels (*Hester-Dendy*). Concernant les indices biologiques calculés à partir des communautés d'invertébrés benthiques, l'*Index of Biological Integrity (IBI)*, un

indice multimétrique volontaire, a été retenu comme étant le plus performant et ce, peu importe le protocole d'échantillonnage des invertébrés. Pour les indices diatomées *l'Indice Diatomées de l'Est du Canada* (IDEC), développé au Canada, a été retenu comme étant le plus performant car il est le seul indice diatomées adapté à la taxonomie des diatomées du Nord-Est de l'Amérique.

L'utilisation simultanée des invertébrés échantillonnés à partir du protocole *RBP* et des diatomées est intéressante, car leur complémentarité permet de disposer d'outils de suivi de l'intégrité des cours d'eau qui ont des sensibilités différentes et qui intègrent la pollution sur des laps de temps variables.

Mots clés : bioindicateurs, monitoring, rivières, qualité de l'eau, écosystèmes aquatiques, diatomées, invertébrés, benthique, macroinvertébrés, multimétrique, multivarié, indice.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
RÉSUMÉ.....	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES FIGURES.....	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	x
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	xii
 CHAPITRE I INTRODUCTION	 1
1.1 Problématique	2
1.1.1 Historique du monitoring des rivières à l'aide des bioindicateurs.....	2
1.1.2 L'utilisation des macroinvertébrés comme bioindicateurs	5
1.1.3 L'utilisation des diatomées comme bioindicateurs	7
1.1.4 Comparaison des diatomées et des invertébrés benthiques utilisés comme bioindicateurs.....	10
1.1.5 Comparaison des différentes techniques d'échantillonnage des invertébrés benthiques	11
1.2 Objectifs spécifiques de l'étude	12
CHAPITRE II MATÉRIEL ET MÉTHODES	13
2.1 Aire d'étude.....	14
2.2 Mesures physico-chimiques et des paramètres d'habitat.....	16
2.3 L'échantillonnage des communautés biologiques	16
2.3.1 La récolte des diatomées.....	16
2.3.2 La récolte des invertébrés benthiques	17
2.4 Les indices biologiques.....	21
2.4.1 Les indices calculés à partir des communautés d'invertébrés benthiques	21
2.4.2 Les indices calculés à partir des communautés de diatomées.....	27
2.5 L'approche multivariée	29
2.5.1 Question 1 : <i>Est-ce que les communautés biologiques (invertébrés et diatomées benthiques) permettent de discriminer les stations de référence des stations perturbées?</i>	29
2.5.2 Question 2 : <i>Est-ce que les communautés biologiques (invertébrés et diatomées benthiques) sont influencées par les conditions environnementales du milieu?</i>	30

2.5.3	Question 3 : <i>Quelles sont les variables environnementales qui influencent le plus les communautés biologiques (invertébrés et diatomées benthiques)?</i>	32
2.5.4	Question 4 : <i>Est-ce que les communautés de diatomées et d'invertébrés benthiques fournissent la même réponse quant à la position des sites sur un gradient de perturbation?</i>	33
2.6	L'approche des métriques et indices	33
2.6.1	Question 5 : <i>Quels indices sont les plus performants à l'égard de leur sensibilité et de leur efficacité à résumer les gradients environnementaux et biologiques?</i>	33
2.6.2	Question 6 : <i>Quels sont les indices les mieux corrélés avec les gradients environnementaux et la structure des communautés?</i>	38
CHAPITRE III RÉSULTATS		39
3.1	L'approche multivariée	39
3.1.1	Question 1. <i>Est-ce que les communautés biologiques (invertébrés et diatomées benthiques) permettent de discriminer les stations de référence des stations perturbées?</i>	39
3.1.2	Question 2 : <i>Est-ce que les communautés biologiques (invertébrés et diatomées) sont influencées par les conditions environnementales du milieu?</i>	52
3.1.3	Question 3 : <i>Quelles sont les variables environnementales qui influencent le plus les communautés biologiques?</i>	53
3.1.4	Question 4 : <i>Est-ce que les communautés de diatomées et d'invertébrés benthiques fournissent la même réponse quant à la position des sites sur un gradient de perturbation?</i>	58
3.2	L'approche des métriques et indices	59
3.2.1	Question 5 : <i>Quels indices sont les plus performants à l'égard de leur sensibilité et de leur efficacité à discriminer les sites de référence des sites perturbés?</i>	59
3.2.2	Question 6 : <i>Quels sont les indices les mieux corrélés avec les gradients environnementaux et la structure des communautés?</i>	63
3.2.3	L'indice basé sur les communautés d'invertébrés le plus performant	67
3.2.4	L'indice basé sur les communautés de diatomées le plus performant	67
CHAPITRE IV DISCUSSION		68
4.1	Variables responsables des perturbations agricoles	68
4.2	Les communautés biologiques représentatives des conditions environnementales du milieu	69
4.2.1	Diatomées et physico-chimie de l'eau	70

4.2.2 Invertébrés benthiques et l'habitat	71
4.2.3 L'alcalinité et les invertébrés benthiques.....	73
4.2.4 Les paramètres hydrologiques et les communautés biologiques	76
4.3 Complémentarité des bioindicateurs comme outils d'évaluation des écosystèmes aquatiques	78
4.3.1 Les communautés d'invertébrés benthiques échantillonnées à l'aide de la méthode du <i>Rapid Bioassessment (RBP)</i> comparées à celles échantillonnées à l'aide des substrats artificiels de type Hester-Dendy.....	78
4.3.2 Les communautés d'invertébrés benthiques comparées aux communautés de diatomées	80
4.4 Approche indicielle	81
4.4.1 Indices invertébrés	81
4.4.2 Indices diatomées.....	83
CHAPITRE V CONCLUSIONS GÉNÉRALES.....	84
5.1 Les invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du <i>Rapid Bioassessment (RBP)</i>	84
5.2 Les diatomées.....	85
5.3 Complémentarité des deux bioindicateurs	86
5.4 Projet de recherches futures	86
BIBLIOGRAPHIE	88
ANNEXES	94

LISTE DES FIGURES

Figure 1 :	Localisation des 12 stations échantillonnées en 2003, 6 sites agricoles (en rouge) et 6 sites de référence (en vert) : Diatomées et invertébrés benthiques récoltés à l'aide des substrats artificiels (<i>Hester-Dendy</i>) et à l'aide de la méthode du <i>Rapid Bioassessment</i> (source MDDEP, Québec).	15
Figure 2 :	Schéma de substrats artificiels (<i>Hester-Dendy</i>) servant à l'échantillonnage des invertébrés benthiques (source MDDEP).....	18
Figure 3 :	Schéma des substrats artificiels de type <i>Hester-Dendy</i> immergés dans la Zone littorale (Source : MDDEP).	19
Figure 4 :	Exemple de comparaison de deux matrices (<i>DCA</i> = espèce et <i>PCA</i> = variables environnementales) à l'aide du PROTEST. $m12 = 0,3151$; $p = 0,0047$	31
Figure 5 :	<i>Boxplot</i> des valeurs de l'indice « pourcentage de plécoptères » pour les sites agricoles (perturbés) et de référence.....	36
Figure 7 :	Analyse en Composante Principale (ACP) réalisée à partir des variables environnementales (physico-chimique et d'habitat) acquises lors de l'échantillonnage des bioindicateurs. Les sites de référence sont munis d'étiquettes avec un cadre, les flèches correspondent à la variance des variables physico-chimiques dont l'étiquette est en italique (12 sites échantillonnés en 2003).	40
Figure 8 :	Analyse de correspondance redressée (<i>DCA</i>) des taxons d'invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (<i>Hester-Dendy</i>). Les cercles correspondent aux sites et les triangles à la position des taxons (12 sites échantillonnés en 2003).....	42
Figure 9 :	Analyse de correspondance redressée (<i>DCA</i>) des invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (<i>Hester-Dendy</i>). Les Chironomides ont été éliminés pour cette analyse. Les sites de référence sont munis d'étiquettes avec un cadre et la position des taxons correspond aux triangles.....	43
Figure 10 :	Analyse de correspondance redressée (<i>DCA</i>) des invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du <i>Rapid Bioassessment</i> . Les sites de référence sont munis d'étiquettes avec un cadre et la position des taxons correspond aux triangles.....	44

Figure 11: Analyse de correspondance redressée (<i>DCA</i>) des diatomées. Les sites de référence sont munis d'étiquettes avec un cadre et la position des taxons correspond aux triangles.	48
Figure 12: Analyse de correspondance redressée (<i>DCA</i>) des invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (<i>Hester-Dendy</i>).	49
Figure 13: Analyse de correspondance redressée (<i>DCA</i>) des invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (<i>Hester-Dendy</i>), moins les Chironomides.....	50
Figure 14 : Analyse de correspondance redressée (<i>DCA</i>) des invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du <i>Rapid Bioassessment</i> (<i>RBP</i>).....	50
Figure 15 : Analyse de correspondance redressée (<i>DCA</i>) des diatomées.	51
Figure 16 : Analyse Canonique de Correspondance (<i>ACC</i>) réalisée à partir des taxons d'invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (<i>Hester-Dendy</i>) (triangles) et des variables environnementales significatives sélectionnées par le test de <i>Monte Carlo</i> (flèches rouges et caractères en noirs gras) et les variables passives non significatives (flèches noires et petits caractères en bleu).	54
Figure 17 : Analyse Canonique de Correspondance (<i>ACC</i>) réalisée à partir des taxons d'invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du <i>Rapide Bioassessment</i> (triangles) et des variables environnementales significatives sélectionnées par le test de <i>Monte Carlo</i> (Flèches rouges et caractères en noir gras) et les variables passives non significatives (flèches noires et petits caractères en bleu).....	56
Figure 18 : Analyse Canonique de Correspondance (<i>ACC</i>) réalisée à partir des taxons de diatomées (triangles) et des variables environnementales significatives sélectionnées par le test de <i>Monte Carlo</i> (Flèches rouges et caractères en noir gras) et les variables passives non significatives (flèches noires et petits caractères en bleu).....	57
Figure 19 : Carte géologique des stations échantillonnées (source MDDEP, 2003).....	74

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 :	Indices de diversité basés sur les communautés d'invertébrés benthiques.	22
Tableau 2 :	Indices mesurant la composition des communautés d'invertébrés benthiques.	23
Tableau 3 :	Indices de tolérance à la pollution basés sur les communautés d'invertébrés benthiques.	24
Tableau 4 :	Indices multimétriques basés sur les communautés d'invertébrés benthiques (Tetra Tech for U.S. Environmental Protection Agency (EPA), <i>West Virginia</i>).	26
Tableau 5 :	Indices basés sur les communautés de diatomées.	28
Tableau 6 :	Composition moyenne (%) des communautés d'invertébrés benthiques des stations agricoles et de référence pour les deux méthodes d'échantillonnage (<i>Hester-Dendy</i> et <i>RBP</i>), 2003.	45
Tableau 7 :	Comparaison de la position des sites des ACP et des <i>DCA</i> à l'aide des PROTEST, invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels <i>Hester-Dendy</i> (H-D), du <i>Rapid Bioassessment</i> (<i>RBP</i>) et diatomées.	52
Tableau 8 :	Comparaison de la position des sites des <i>DCA</i> des invertébrés échantillonnés avec les substrats artificiels <i>Hester-Dendy</i> (H-D), du <i>Rapid Bioassessment</i> (<i>RBP</i>) et des diatomées à l'aide des PROTEST.	58
Tableau 9 :	Valeurs du <i>Discriminant Efficiency</i> (<i>DE</i>) et de la Sensibilité pour les indices biologiques calculés à partir des communautés d'invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (<i>Hester-Dendy</i>).	60
Tableau 10 :	Valeurs du <i>Discriminant Efficiency</i> (<i>DE</i>) et de la Sensibilité pour les indices biologiques calculés à partir des communautés d'invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du <i>Rapid Bioassessment</i>	62
Tableau 11 :	Valeurs du <i>Discriminant Efficiency</i> (<i>DE</i>) et de la Sensibilité pour les indices biologiques calculés à partir des communautés de diatomées.	63

Tableau 12 : Coefficients de corrélation obtenus pour les indices calculés à partir des communautés d'invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (<i>Hester-Dendy</i>) et des valeurs de position de l'analyse en composante principale (PCA) et des valeurs de position de l'analyse de correspondance redressée (DCA).	64
Tableau 13 : Coefficients de corrélation obtenus pour les indices calculés à partir des communautés d'invertébrés échantillonnés à l'aide du Rapid Bioassessment et des valeurs de position de l'analyse en composante principale (PCA) et des valeurs de position de l'analyse de correspondance redressée (DCA).	66
Tableau 14 : Coefficients de corrélation obtenus pour les indices calculés à partir des communautés diatomées et des valeurs de position de l'analyse en composante principale (PCA) et des valeurs de position de l'analyse de correspondance redressée (DCA).	67

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ACC	Analyse Canonique de Correspondance
ACP	Analyse en Composante Principale
AGA	Acide acétique, Glycérine et Alcool
ASPT	<i>Average Score Per Taxon</i>
B-IBI	<i>Bentic - Index of Biological Integrity</i>
BMWP	<i>Biological Monitoring Working Party</i>
CA	<i>Correspondance Analysis</i>
CCA	<i>Canonical Correspondence Analysis</i>
CV	Coefficient de Variation
DCA	<i>Detrended Correspondence Analysis</i>
DE	<i>Discriminant Efficiency</i>
DSÉE	Direction du Suivi de l'État de l'Environnement (MDDEP)
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera
FBI	<i>Family Biotic Index (Hilsenhoff)</i>
HBI	<i>Hilsenhoff Biotic Index</i>
HD	<i>Hester-Dendy</i>
IBD	Indice Biotique Diatomées
IBI	<i>Index of Biological Integrity</i>
IDEC	Indice Diatomées de l'Est du Canada
IPS	Indice de Polluosensibilité Spécifique
LBV	Laboratoire de recherche sur les Bassins Versants (UQTR)
MDDEP	Ministère du Développement durable, Environnement et des Parcs
PAEQ	Programme d'Assainissement des Eaux du Québec (MDDEP)
PCA	<i>Principal Components Analysis</i>
PROTEST	<i>PROcrustean Randomization TEST</i>
RBP	<i>Rapid Bioassessment Protocol (EPA)</i>
SCI	Stream Condition Index
TDI	<i>Trophic Diatom Index</i>

CHAPITRE I

INTRODUCTION

Depuis le 19^e siècle, les cours d'eau, particulièrement dans les pays industrialisés, sont gravement affectés par différents types de pollution (industrielle, urbaine et agricole). Dans plusieurs pays, des programmes de suivi de l'intégrité biologique des cours d'eau ont été mis sur pied pour évaluer la qualité des eaux de surface et l'état de santé des écosystèmes aquatiques. Ces programmes utilisent principalement les communautés de macroinvertébrés benthiques. Cependant, les communautés de diatomées benthiques sont de plus en plus populaires pour plusieurs raisons. Celles-ci sont reconnues pour être de bonnes indicatrices des perturbations associées aux nutriments, à la matière organique, aux sels dissous et à l'acidité des cours d'eau. Les communautés d'invertébrés benthiques sont quant à elles reconnues pour être de bonnes indicatrices de la qualité générale des eaux et de l'état de l'habitat aquatique. L'objectif principal de cette étude consiste à comparer les communautés de diatomées et de macroinvertébrés benthiques échantillonnées à l'aide des substrats artificiels et à l'aide de la méthode *Rapid Bioassessment Protocol (RBP)* afin de déterminer si ces trois protocoles sont équivalents ou complémentaires en ce qui concerne l'information qu'ils procurent sur l'intégrité écologique des cours d'eau du Québec.

En 1989, le Ministère de l'Environnement du Québec (MENV), aujourd'hui le MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs), s'est doté d'un réseau de monitoring des écosystèmes aquatiques permettant le suivi des principales rivières soumises au programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) (St-Onge et Richard, 1994). Au Québec, jusqu'à récemment, l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques était réalisé à l'aide de substrats artificiels (*Hester-Dendey*). Cette méthode comporte cependant quelques désavantages : elle est peu adaptée aux petits cours d'eau peu profond sujette au vandalisme (perte de données) et assez complexe et coûteuse. Le deuxième objectif de cette étude consiste à tester une

nouvelle méthodologie allégée élaborée par le MDDEP afin de pallier à ces inconvénients. Cette nouvelle méthodologie est basée et adaptée du *Rapid bioassessment protocols for use in wadeable rivers : periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish* de l'EPA (Barbour *et al.*, 1999) et du *Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams* (Stark *et al.*, 2001). Ainsi, la méthode allégée, qui sera nommée *RBP* dans ce mémoire, fut testée et comparée avec la méthode des substrats artificiels afin de déterminer si ces méthodes sont équivalentes.

C'est à partir de ces conclusions que les différents intervenants en environnement pourront considérer l'utilisation d'un protocole d'échantillonnage plutôt qu'un autre.

1.1 PROBLÉMATIQUE

1.1.1 Historique du monitoring des rivières à l'aide des bioindicateurs

Le monitoring (ou suivi) des écosystèmes est défini comme étant la surveillance d'un écosystème en utilisant la réponse des organismes vivants pour déterminer si cet environnement est favorable à la survie des organismes (Cairns et Pratt, 1993). Les programmes de monitoring sont donc généralement utilisés pour mesurer la réponse et le rétablissement des communautés aquatiques à la suite de perturbations anthropiques (Beak *et al.*, 1973), protéger la biodiversité et améliorer la compréhension des relations entre les composantes physiques, chimiques et biologiques d'un écosystème (Hershey et Lamberti, 2001). Les organismes bioindicateurs utilisés dans la plupart des programmes de suivi biologique (ou monitoring) sont les algues, les macroinvertébrés et les poissons.

Ces programmes de monitoring ont vu le jour en Europe au début du 20^e siècle, à un moment où la dégradation des écosystèmes devenait telle que la santé de la population humaine était menacée. À cette époque, les avancées rapides en science ont permis de former des scientifiques qui se sont d'abord penchés sur la pollution des lacs et par la suite des rivières. Les premières études étaient plutôt descriptives et portaient essentiellement sur la dynamique des nutriments et des transferts d'énergie dans ces

systèmes (Rosenberg et Resh, 1993). Par la suite, des études plus appliquées ont porté sur les communautés d'invertébrés benthiques qui ont servi de bases pour les études portant sur la qualité des eaux. C'est ainsi que le système saprobique a vu le jour. Développé par Kolkwitz et Marsson en 1908 en Allemagne, le système saprobique consiste à utiliser des taxons indicateurs afin de déterminer le degré de pollution organique des eaux de surface. Par exemple, les vers turbificidés sont considérés tolérants à la pollution, alors que les trichoptères sont intolérants (Rosenberg et Resh, 1996). Aux États-Unis, les premiers programmes de monitoring étaient basés sur les techniques qualitatives européennes, et ce, jusqu'en 1970. Les techniques d'échantillonnage et d'analyses américaines ont évolué ensuite vers une approche quantitative. Ces méthodes impliquaient des réplicats d'échantillons et des analyses statistiques détaillées. Les techniques de nature qualitative étaient, à cette époque, critiquées et considérées simplistes. Cependant, la tendance actuelle est de revenir aux méthodes qualitatives (*Rapid Assessment*), car les méthodes quantitatives utilisées sont très coûteuses en temps et en argent (Resh, 1996).

Les programmes de suivi des écosystèmes aquatiques les plus communs sont de type « avant - après ». Ces études consistent à analyser les communautés aquatiques avant et après un événement perturbateur de façon à en mesurer l'impact sur l'écosystème aquatique, par exemple lors d'un projet de construction ou d'un déversement de substances toxiques. Ce type d'études est de nature ponctuelle. Les programmes de suivi de plus en plus répandus sont les programmes de suivi permanent de la qualité des eaux de surface basés sur l'intégrité des écosystèmes aquatiques.

Le Ministère de l'environnement du Québec a jeté en 1989 les premiers jalons pour se doter d'un réseau de suivi biologique basé sur les indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques. Ce réseau a été implanté sur les principales rivières soumises au programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) (St-Onge et Richard, 1994). L'objectif premier de ce programme était de vérifier le niveau de récupération des cours d'eau affectés par la pollution urbaine et industrielle. Des objectifs plus généraux se sont ensuite greffés, tels que le maintien de la diversité, de la productivité, de la pérennité des

écosystèmes et surtout la diminution de l'exposition des personnes et des espèces aux substances toxiques (Berryman, 1990). Aujourd'hui, ces objectifs plus généraux permettent également d'effectuer le suivi de la pollution diffuse d'origine agricole. L'utilisation d'organismes vivants est plus adéquate dans un contexte où il est difficile de cibler les sources de pollution diffuse.

À l'opposé, l'approche physico-chimique, qui consiste à comparer les concentrations de polluants mesurés dans l'eau aux critères reconnus comme assurant la protection du milieu, est insuffisante pour plusieurs raisons (Berryman, 1990) :

- a. Elle peut mener à la conclusion fautive qu'il n'y a pas de problèmes lorsqu'il n'y a pas de dépassement des critères pour les substances mesurées, alors qu'en fait l'écosystème peut être sérieusement affecté par des polluants non mesurés, tel les toxiques.
- b. Cette approche ne tient pas compte des effets inhibiteurs, additifs et synergiques des différents polluants.
- c. De nombreux apports de polluants à l'écosystème sont massifs mais de très courte durée ; il est improbable de les détecter en échantillonnant l'eau une ou deux fois par mois.
- d. Les écosystèmes peuvent être affectés par des agents agresseurs autres que les polluants, tel la modification physique du cours d'eau.

Le monitoring des rivières à partir d'organismes aquatiques comporte, en outre, les avantages suivants (Berryman, 1990) :

- a. Pour certaines substances bioaccumulables, il constitue une solution aux problèmes de la limite de détection des appareils d'analyse. Il permet de détecter les effets des substances qui sont bioaccumulables par les organismes.
- b. Il peut diminuer la variabilité temporelle des données en fournissant une information représentative sur une plus longue période de temps.

Il a en contrepartie les inconvénients suivants (Berryman, 1990) :

- a. La physiologie des organismes devient une source de variance dans les données ; il faut savoir éliminer cette variance ou du moins en tenir compte lors de l'interprétation des résultats.
- b. Il est évidemment impossible de comparer les données à des critères de qualité de l'eau pour les différents usages.

C'est pour ces avantages qu'on a recours en Amérique du Nord (notamment au Québec) et en Europe à des réseaux de surveillance basés sur des paramètres biologiques représentatifs de l'écosystème aquatique.

1.1.2 L'utilisation des macroinvertébrés comme bioindicateurs

Parmi les bioindicateurs, les macroinvertébrés occupent une place de choix et sont à la base de nombreux indices biologiques. Leur diversité en espèces, le nombre important d'habitats qu'ils occupent et leur capacité de déplacement relativement réduite par rapport aux poissons, en font d'excellents témoins de la qualité présente et passée de l'eau, de l'habitat et de l'hydrosystème qu'ils occupent (Tachet, 2002). Un invertébré benthique est, par définition, un organisme aquatique qui ne possède pas de colonne vertébrale et qui habite le fond des cours d'eau et des lacs. On les retrouve plus particulièrement dans les sédiments à une faible profondeur, dans les débris organiques, sur les macrophytes, et ce, pour l'entière partie de leur cycle de vie ou pour une partie seulement (Rosenberg et Resh, 1996). Les macroinvertébrés les plus couramment utilisés comme bioindicateurs sont les insectes aquatiques (sous formes larvaires et parfois adultes), les acariens, les mollusques et les crustacés d'eau douce. Ces organismes sont récoltés pour être ensuite identifiés à l'espèce, au genre, à la famille ou à l'ordre selon le type de suivi choisi par l'instigateur. C'est la différence de sensibilité aux perturbations des différents taxons qui sera déterminante ; les perturbations étant reliées aux activités humaines (foresterie, agriculture, urbanisation) qui ont lieu sur le bassin versant (Hershey et Lamberti, 2001). L'analyse de la composition des

communautés fournit une image d'ensemble de l'intensité des perturbations que subissent les cours d'eau qui est, la plupart du temps, traduite par une valeur obtenue par le calcul de différents indices.

Cette préférence pour les invertébrés est justifiée par les faits suivants :

- a. Ils réagissent aux toxiques rapidement et différemment selon les espèces ; ils fournissent une réaction graduelle à des degrés d'agression différents (Berryman, 1990).
- b. Ils sont présents partout, abondants et relativement faciles à identifier (Berryman, 1990).
- c. Ils sont sédentaires et ainsi représentatifs des conditions locales (Barbour *et al.*, 1999).
- d. Ils sont présents dans le milieu assez longtemps pour fournir une image représentative de la qualité de celui-ci, ils ont des cycles d'au moins plusieurs mois et en général d'un an (Harper et Cloutier, 1989 ; Barbour *et al.*, 1999).
- e. Ils constituent un groupe très diversifié comprenant des espèces de divers embranchements phylogéniques, ce qui augmente la probabilité d'observer une réaction à un changement des conditions environnementales. Ils sont constitués d'un large éventail de niveaux trophiques et de tolérances à la pollution, fournissant une information solide pour l'interprétation des effets cumulatifs de l'exposition à la pollution (Barbour *et al.*, 1999).
- f. Comparativement aux poissons, ils sont relativement faciles à échantillonner et ne requièrent pour leur prélèvement ni matériel sophistiqué ni personnel important (Harper et Cloutier, 1989 ; Barbour *et al.*, 1999).
- g. Comme le benthos a été utilisé comme groupe indicateur dans plusieurs études appliquées du même genre, il devient possible d'utiliser des indices qui permettent d'évaluer les conditions biologiques d'un milieu et de les exprimer au moyen de coefficients numériques (Harper et Cloutier, 1989). Les comparaisons deviennent alors possibles.

- h. Les macroinvertébrés benthiques constituent la ressource première en nourriture pour les poissons d'intérêts récréatifs et commerciaux (Barbour *et al.*, 1999).
- i. Ils sont présents et abondants dans la plupart des cours d'eau. On les retrouve aussi dans des cours d'eau d'ordre 1 et 2 où la faune piscicole n'est présente que partiellement (David *et al.*, 1998; Barbour *et al.*, 1999).

1.1.3 L'utilisation des diatomées comme bioindicateurs

Les diatomées ou Bacillariophycées sont des algues brunes, microscopiques (dont la taille varie entre 5µm et 500 µm) et unicellulaires appartenant à l'embranchement des Chromophytes. Chaque cellule est constituée d'un exosquelette siliceux, le frustule, et de matière organique végétale. C'est à partir des particularités de ce frustule que le taxonomiste identifie les espèces. Les cellules peuvent vivre libres dans l'eau ou former des colonies rubanées, étoilées ou filamenteuses. Deux ordres sont distingués :

- a. Les Centriques, à symétrie radiale, rassemblent les espèces rondes et cylindriques; ces espèces sont généralement planctoniques.
- b. Les Pennées, à symétrie bilatérale, regroupent les autres espèces plus nombreuses en eau douce.

Les diatomées qui nous intéressent appartiennent au périphyton, ce terme désignant toutes espèces d'algues fixées sur des objets immergés (pierres, blocs, galets, grains de sable, etc.) ou déposées à leur périphérie immédiate. Ces algues microscopiques intègrent bien les perturbations physiques, chimiques et biologiques parce qu'elles sont abondantes dans la plupart des écosystèmes lotiques. De plus, elles ont de faibles besoins en lumière et en humidité pour se développer, ce qui les prédisposent à coloniser une grande variété de milieux à l'échelle du globe (Prygiel et Coste, 2000).

Ces organismes, utilisés rarement et depuis peu au Québec, présentent un potentiel intéressant dans le monitoring des rivières et ce, pour plusieurs raisons. Un grand

nombre de diatomées peuvent être utilisées comme indicateurs de divers changements environnementaux. Elles sont fortement influencées par le pH (espèces acidophiles, neutrophiles et alcaliphiles). Les nutriments (surtout l'azote et le phosphore) ont également un effet sur les communautés de diatomées. On distingue les espèces hypereutrophes (abondantes dans les eaux où les nutriments sont en excès) des espèces oligotrophes (présentes en eaux pauvres en nutriments) (Patrick, 1977; Prygiel et Coste, 2000). Elles sont aussi sensibles à la présence de matières organiques, les espèces oligosaprobies ne tolérant que des eaux pauvres en matières organiques alors que les espèces polysaprobies tolèrent la décomposition de matières organiques et une faible oxygénation des eaux. Les diatomées sont donc d'excellents bioindicateurs de la qualité des eaux de surface et des écosystèmes aquatiques.

Avantages d'utiliser les diatomées comme bioindicateurs :

- a. Les algues ont habituellement un cycle de vie rapide (un à plusieurs jours), ce qui en fait un bioindicateur efficace pour les impacts qui ont lieu sur une courte période (Eulin *et al.*, 1993; Barbour *et al.*, 1999).
- b. Étant des producteurs primaires, les algues sont plus directement affectées par les facteurs physiques et chimiques de l'eau (Barbour *et al.*, 1999).
- c. L'échantillonnage est facile, peu coûteux, requiert peu de gens et minimise les impacts sur la faune en place (Barbour *et al.*, 1999).
- d. Dotées d'un frustule fait de silice, il est facile de les préserver (Jüttner, *et al.*, 1996).
- e. Les communautés d'algues sont sensibles aux polluants organiques et minéraux (Eulin *et al.*, 1993) qui n'affecteront pas d'autres organismes ou qui affecteront d'autres organismes, mais seulement à des concentrations élevées (Barbour *et al.*, 1999).

Cependant, elles comportent certains désavantages :

- a. Contrairement à d'autres indices biotiques, la plupart des méthodes basées sur les diatomées demandent l'identification jusqu'au niveau spécifique ou intraspécifique ; il est donc insuffisant de se limiter au genre ou à toute autre unité taxonomique pratique (Prygiel et Coste, 1993 ; Fauville *et al.*, 2001).
- b. Les pollutions à caractère principalement toxique (micropolluants organiques ou inorganiques) ne sont pas aisément détectées et évaluées par les indices diatomiques (Prygiel et Coste, 1993 ; Fauville *et al.*, 2001).
- c. Les diatomées sont des indicateurs de pollution à court terme si on les compare à d'autres organismes comme les invertébrés ou les poissons (Fauville *et al.*, 2001). Ceci implique qu'après ce laps de temps, une pollution discontinue, qui peut avoir un impact persistant à d'autres niveaux de la biocénose, n'est plus détectée par un indice diatomique (Fauville *et al.*, 2001).

Ces remarques soulignent l'intérêt de la complémentarité entre les méthodes biologiques, invertébrés et diatomées benthiques, dont l'usage simultané permet de disposer d'indicateurs de sensibilités différentes, intégrant la pollution sur des laps de temps variables (Fauville *et al.*, 2001).

1.1.4 Comparaison des diatomées et des invertébrés benthiques utilisés comme bioindicateurs

Peu d'études ont comparé les diatomées et les invertébrés benthiques en tant que bioindicateurs de la qualité des cours d'eau. Sonneman *et al.* (2001) et Walsh *et al.* (2001) ont comparé les deux bioindicateurs en question, en regard de l'effet de l'urbanisation sur la qualité de l'eau des rivières dans la région de Melbourne, en Australie. Ils ont démontré que les diatomées étaient de meilleurs indicateurs de l'enrichissement en nutriments. Les macroinvertébrés intégraient mieux les perturbations à l'échelle du bassin versant, la dégradation des communautés d'invertébrés benthiques étant expliquée par la densité urbaine (Walsh *et al.*, 2001). Une autre étude, de Triest *et al.* (2001), visait à comparer les bioindicateurs, notamment, les diatomées et les invertébrés, sur des cours d'eau recevant différents types de pollution (agricoles, urbains et industriels) en Belgique. Ils en conclurent que les producteurs primaires, tels les diatomées, étaient plus aptes à détecter l'enrichissement en nutriments, la distribution des diatomées étant principalement expliquée par le phosphore. Une fois de plus, les invertébrés intégraient mieux les conditions générales du cours d'eau, leur distribution étant surtout corrélée avec l'oxygène dissous. Finalement, Soininen et Könönen (2004), dans le même genre d'étude sur des rivières en Finlande, en arrivaient aux mêmes résultats. La distribution des espèces de diatomées était affectée par la conductivité et le phosphore, alors que la distribution des invertébrés était liée à des paramètres physiques (largeur du lit du cours d'eau), à la conductivité et au pH.

En résumé, selon Berryman et Richard (1992) et les trois études présentées précédemment, les deux indicateurs biologiques seraient plutôt complémentaires. Les diatomées sont sensibles à des enrichissements en nutriments et à des variations de pH et de conductivité, alors que les invertébrés benthiques le sont aux caractéristiques

physiques, aux apports organiques et aux déficits en oxygène. Les diatomées sont des indicateurs de pollution à court terme (quelques semaines à un mois) en raison de leur cycle de vie court, alors que les invertébrés benthiques sont de bons indicateurs à plus long terme (e.g. sur une année) (Soininen et Könönen, 2004). Les communautés de diatomées sont peu influencées par les caractéristiques physiques du cours d'eau, alors que les invertébrés benthiques le sont fortement, les diatomées peuvent être utilisées aussi bien en ruisseau qu'en grande rivière sans que la réponse de l'indice en soit affectée (Berryman et Richard, 1992). Finalement, les indices diatomées sont plus sensibles que les indices basés sur les invertébrés benthiques dans les gammes de pollution moyenne à faible (Berryman et Richard, 1992). Ces résultats suggèrent que les deux méthodes sont complémentaires et devraient être utilisées simultanément pour le suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau. Cependant, encore peu d'études ont été réalisées afin de comparer la performance des métriques et des indices basés sur les deux communautés, particulièrement en Amérique du Nord.

1.1.5 Comparaison des différentes techniques d'échantillonnage des invertébrés benthiques

L'évaluation des écosystèmes aquatiques à partir des invertébrés benthiques est affectée par les techniques d'échantillonnage. Chacune des techniques est quelque peu sélective et favorise des composantes spécifiques de la communauté benthique qui consistent en différents mélanges d'espèces qui varient en fonction de leur sensibilité à la pollution de l'eau (Barton et Metcalf-Smith, 1992). On retrouve dans la littérature des études comparatives qui ont pour but d'évaluer la performance des techniques d'échantillonnage. Les études obtiennent des résultats contradictoires. Par exemple, Modde et Dodds (1990) concluent que les substrats artificiels permettent une meilleure évaluation de la qualité de l'eau dans les petits ruisseaux que les échantillons prélevés sur le substrat naturel. Inversement, Casey et Kendall (1996) remarquent que l'échantillonnage sur substrats naturels est plus efficace que les substrats artificiels pour évaluer les communautés d'invertébrés benthiques pour un petit ruisseau à fond dur. Étant donné la variabilité des résultats rencontrés dans la littérature, il était primordial,

dans notre étude, de comparer et de vérifier l'efficacité des différentes techniques d'échantillonnage des invertébrés benthiques dans les rivières du Québec.

1.2 OBJECTIFS SPÉCIFIQUES DE L'ÉTUDE

Comparer l'efficacité des bioindicateurs basés sur les communautés d'invertébrés benthiques et de diatomées à l'aide des analyses multivariées et des indices biologiques.

Les analyses seront réalisées de façon à répondre à plusieurs questions :

Question 1 : *Est-ce que les communautés biologiques (invertébrés et diatomées benthiques) permettent de discriminer les stations de référence des stations perturbées?*

Question 2 : *Est-ce que les communautés biologiques (invertébrés et diatomées benthiques) sont influencées par les conditions environnementales du milieu?*

Question 3 : *Quelles sont les variables environnementales qui influencent le plus les communautés biologiques (invertébrés et diatomées benthiques)?*

Question 4 : *Est-ce que les communautés de diatomées et d'invertébrés benthiques fournissent la même réponse quant à la position des sites sur un gradient de perturbation?*

Question 5 : *Quels indices sont les plus performants à l'égard de leur sensibilité et de leur efficacité à discriminer les sites de référence des sites perturbés?*

Question 6 : *Quels sont les indices les mieux corrélés avec les gradients environnementaux et la structure des communautés?*

CHAPITRE II

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Au cours de la saison 2003, les invertébrés benthiques et les diatomées ont été échantillonnés simultanément sur 10 rivières principalement situées dans la région Chaudière-Appalache. Au total, 12 sites d'échantillonnage ont été investigués, où les invertébrés benthiques étaient échantillonnés à l'aide de la méthode des substrats artificiels (*Hester-Dendy*), standard d'échantillonnage du Ministère du Développement, durable, l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), jusqu'à tout récemment et à l'aide d'une nouvelle méthodologie allégée, basée sur le principe du *Rapid Bioassessment* (*RBP*) et adapté des protocoles de Barbour *et al.*, (1999) et de Stark *et al.* (2001). Bien que cette nouvelle méthodologie du MDDEP comporte des variantes sur le *RBP* de l'EPA, elle sera nommée *Rapid Bioassessment* (*RBP*) dans cet ouvrage. D'autre part, les diatomées ont été échantillonnées sur substrats naturels. Les 12 sites échantillonnés sont caractérisés par un écoulement relativement rapide et un substrat grossier (gravier), milieux reconnus comme étant de types lotiques. L'utilisation de la méthode du *Rapid Bioassessment* (mono habitat) est justifiée pour ce type de cours d'eau car elle a été développée pour ces milieux. L'objectif de ce premier volet est de comparer l'efficacité des diatomées et celle des invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) et échantillonnés à l'aide du *Rapid Bioassessment* (*RBP*).

Des indices biologiques seront calculés et des analyses multivariées seront réalisées afin de déterminer si ces différentes méthodes sont équivalentes ou complémentaires en ce qui concerne l'information qu'elles procurent sur l'état des écosystèmes aquatiques.

2.1 AIRE D'ÉTUDE

En 2003, l'échantillonnage simultané des invertébrés benthiques, à l'aide des substrats (*Hester-Dendy*) et de la méthode du *Rapid Bioassessment (RBP)* de l'EPA, et des diatomées a été effectué en milieux lotiques à l'automne. Nous avons adopté la stratégie des sites de référence régionale.

Le concept de station de référence (station témoin) est basé sur la comparaison entre des stations peu ou pas perturbées avec des stations subissant des perturbations. Barbour *et al.* (1999) font la description de 2 types de condition de référence couramment utilisés dans les suivis biologiques des cours d'eau aux États-Unis :

- a. Le site de référence spécifique : consiste à mesurer les conditions physiques en amont (à la tête du bassin versant par exemple), qui sont généralement peu altérées par les activités humaines.
- b. Le site de référence régional : consiste à mesurer les conditions physiques de sites non-altérés par les activités humaines où l'on retrouve des habitats homogènes dans une même région (même climat, végétation, types de sol, même écorégion, ex. : Bouclier Canadien, Basses-Terres du Saint-Laurent, Appalaches).

Nous avons utilisé l'approche mono-habitat, qui consiste à échantillonner un seul type de milieu, car cette approche est adaptée aux types de cours d'eau à fond dur (substrat dominé par le gravier et les galets) qui sont caractérisés par une forte pente et par un écoulement rapide. L'habitat que l'on y retrouve est des plus productif pour les macroinvertébrés benthiques. Les rivières échantillonnées sont toutes situées dans la région Chaudière-Appalache située sur la rive sud de la région de la ville de Québec : les rivières Calway, Bras d'Henri, Lessard, Beaurivage, et Cugnet (tributaires de la Chaudière), des Abénakis, Fourchette et Le Bras (tributaires de la Etchemin), la rivière Boyer Nord et Boyer Sud (figure 1). Au total, 12 stations sur 16 stations ont été conservées. Quatre stations ont été éliminées de l'étude en raison de problèmes

d'échantillonnage, surtout pour les substrats artificiels *Hester-Dendy* (vandalisme ou niveau d'eau trop bas). Ces stations sont situées sur les rivières Guay, des Fleurs, Le Bras et Bras d'Henri. Les échantillons ont tous été récoltés entre la mi-août et la mi-octobre 2003.

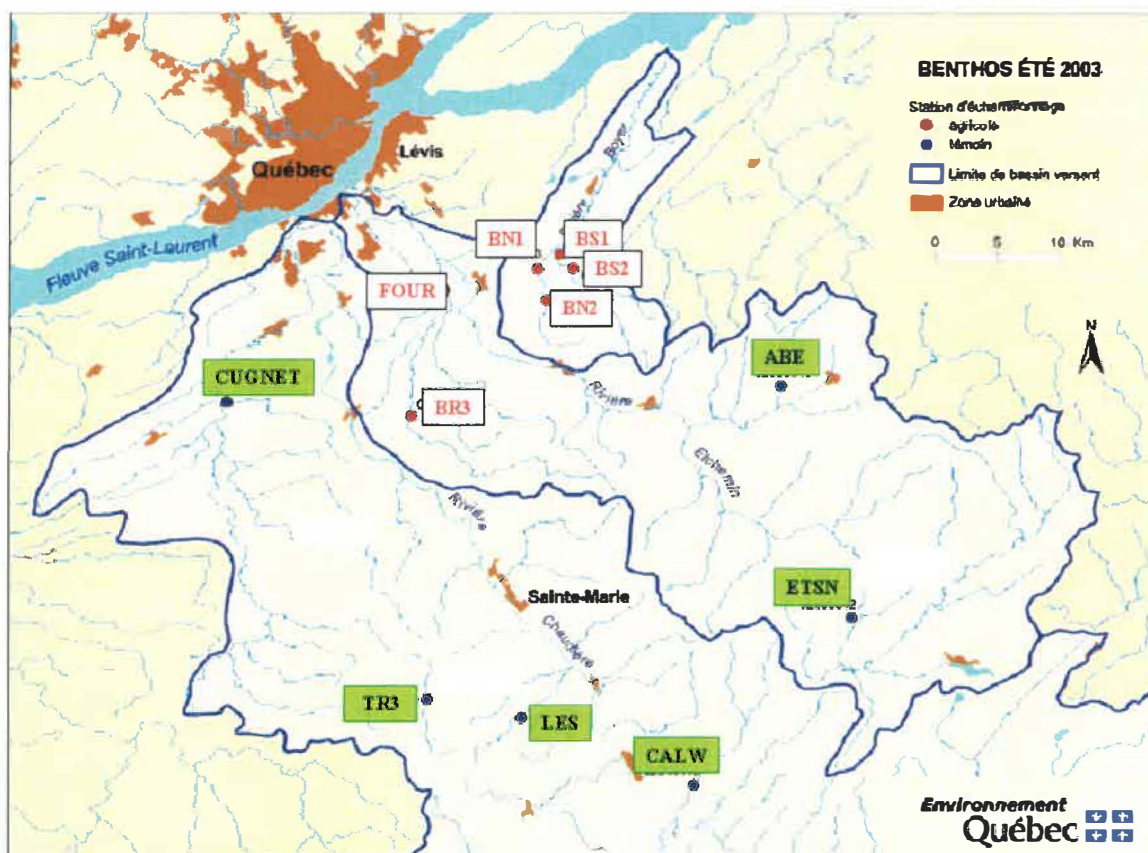


Figure 1 : Localisation des 12 stations échantillonnées en 2003, 6 sites agricoles (en rouge) et 6 sites de référence (en vert) : Diatomées et invertébrés benthiques récoltés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) et à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment* (source MDDEP, Québec).

Le choix des sites agricoles et de référence a été établi, *a priori*, en fonction d'analyses de l'utilisation du territoire effectuées à l'aide de la géomatique par le MDDEP. Dans un deuxième temps les données physico-chimiques ont permis de valider ce choix *a posteriori*.

2.2 MESURES PHYSICO-CHIMIQUES ET DES PARAMÈTRES D'HABITAT

Des mesures physico-chimiques et des mesures de courant ont été prises sur le terrain lors de l'échantillonnage des communautés aquatiques. Les mesures de courant ont été effectuées à l'aide d'un courantomètre de type *Price Pygmie* et des mesures physico-chimiques (pH, oxygène dissous, conductivité et température) ont été prises directement sur le terrain à l'aide d'un Hydrolab de marque *Quanta*. Des bouteilles d'eau ont été prélevées pour l'analyse ultérieure des différents paramètres physico-chimiques, tels les matières en suspension et la turbidité, analysés au Laboratoire de recherche sur les Bassins Versant (LBV) de l'Université du Québec à Trois-Rivières (UQTR). Le phosphore total, l'azote (total, ammoniacal, nitrites et nitrates), le carbone organique dissous (COD) et l'alcalinité ont été analysés au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (annexe I).

Une fiche de caractérisation a été complétée sur le terrain afin d'évaluer visuellement le type d'écoulement, la transparence de l'eau, le niveau d'eau, l'érosion des rives, la composition des rives, le couvert forestier, l'abondance de macrophytes et le type de substrat (annexe I).

2.3 L'ÉCHANTILLONNAGE DES COMMUNAUTÉS BIOLOGIQUES

2.3.1 La récolte des diatomées

Les diatomées ont été récoltées sur des roches à l'aide d'une brosse. Un total de 5 substrats a été échantillonné afin de former un échantillon composite. Les roches choisies étaient situées à une profondeur de 20 à 50 cm. Une fois prélevé, le biofilm était incorporé dans une éprouvette de plastique de 50 ml et du Lugol, liquide de préservation des échantillons, y a été ajouté. Les échantillons ont été entreposés au Laboratoire de recherche sur les Bassins Versants (LBV) de l'Université du Québec à Trois-Rivières (UQTR) à une température de 4°C.

À ce laboratoire, les échantillons ont été traités de façon à éliminer la matière organique à l'aide de la méthode du Peroxyde d'hydrogène (30 %) et ensuite la préparation a été montée sur lames. L'identification, basée sur la morphologie des frustules de silice, a été faite à l'aide d'un microscope Zeiss à un grossissement de 1000 X, sous la supervision de Mme Isabelle Lavoie et à l'aide d'un guide d'identification basé sur les diatomées du Québec. Ce guide est actuellement en développement au laboratoire (LBV) de l'UQTR. Un minimum de 400 valves a été compté par balayage des lames préparées.

2.3.2 La récolte des invertébrés benthiques

La méthode des substrats artificiels de type Hester-Dendy

La récolte des invertébrés benthiques à l'aide de substrats artificiels (*Hester-Dendy*) a été effectuée selon la méthodologie employée par le ministère de l'Environnement du Québec depuis plus de 10 ans. Les substrats artificiels composés de huit multiplaques de contre-plaqué (figure 2) ont été montés sur des briques de façon à ce qu'ils ne dérivent pas avec le courant (figure 3).

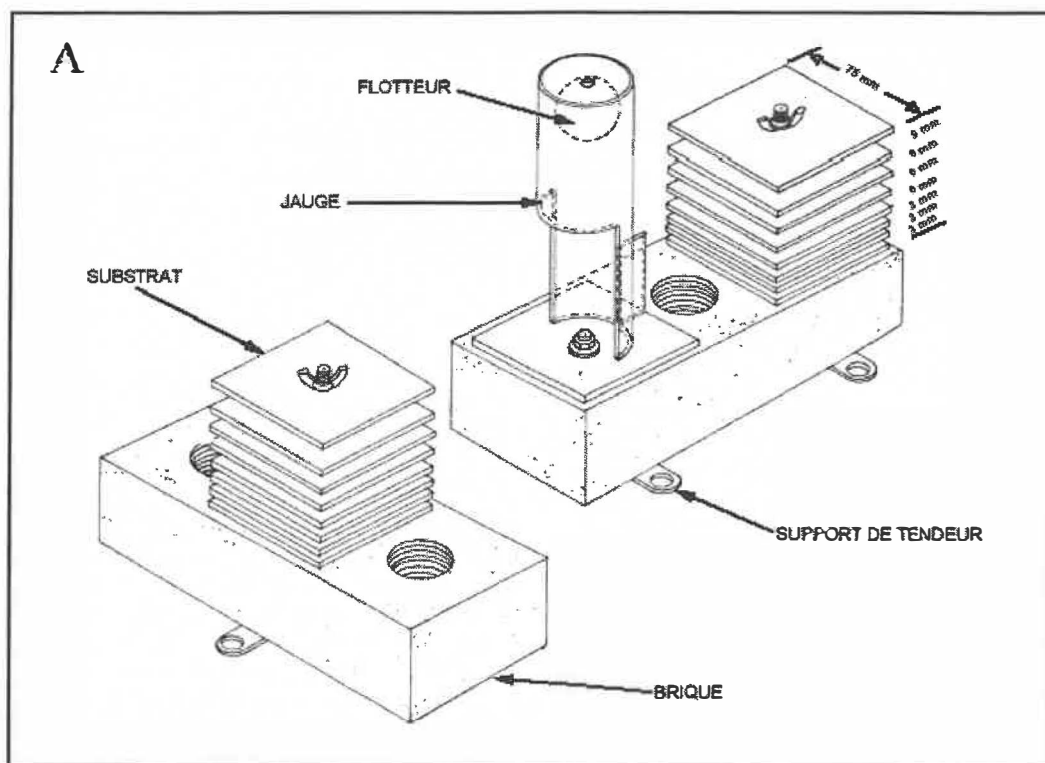


Figure 2 : Schéma de substrats artificiels (*Hester-Dendy*) servant à l'échantillonnage des invertébrés benthiques (source MDDEP).

Les substrats ont été mis en place à la mi-août et relevés à la mi-octobre 2003. Ils ont donc été submergés pendant huit semaines permettant une colonisation suffisante par les invertébrés benthiques. Lorsque les substrats ont été relevés, un échantillonnage complémentaire a été effectué à l'aide d'un filet *Troubleau* ou d'une chaudière *Ekman* dans les herbages, les bois morts et autres milieux préférés par les organismes, permettant ainsi la réalisation d'un inventaire plus complet des taxons présents (Pelletier et St-Onge, 1998). Les échantillons complémentaires étaient placés dans des plateaux émaillés et les différents organismes visibles à l'œil nu ont été récoltés pendant une période de 20 minutes. Le prélèvement prenait fin lorsque qu'il n'y avait plus de nouveaux ordres ou familles (Pelletier et St-Onge, 1998). Les organismes ont été conservés dans une solution de conservation de type AGA (Acide acétique, Glycérine et Alcool) pour ensuite être transportés au laboratoire pour fin d'identification.

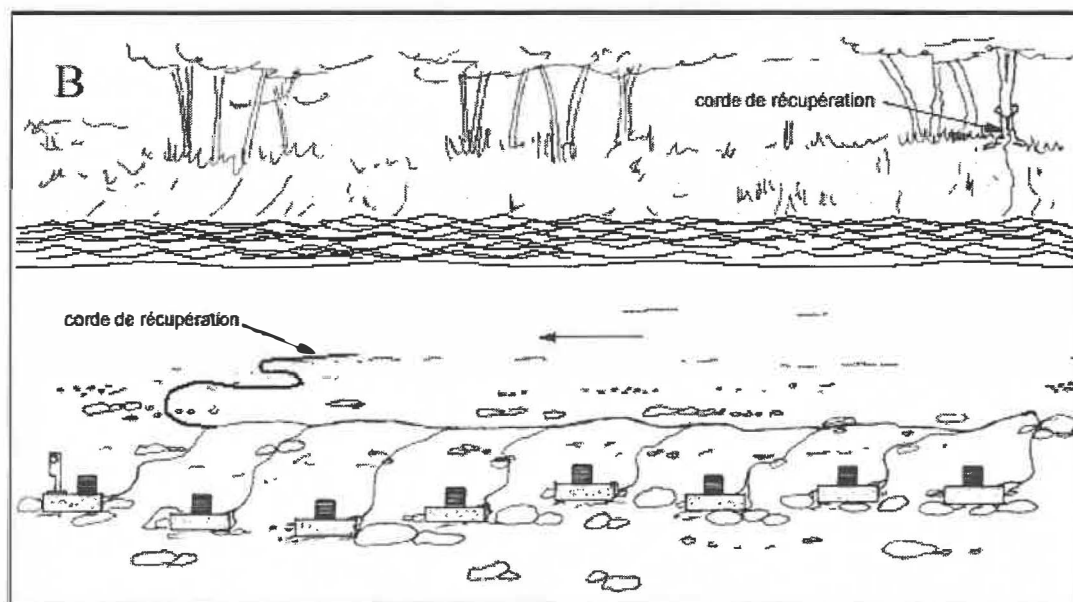


Figure 3 : Schéma des substrats artificiels de type *Hester-Dendy* immergés dans la Zone littorale (Source : MDDEP).

Au laboratoire de l'UQTR, les substrats artificiels ont été démantelés, grattés et nettoyés de façon à séparer les organismes de la matière organique, le tout se faisant au-dessus d'un tamis d'ouverture de maille de 600 μm . Le contenu de chaque substrat artificiel a été ensuite transféré dans un vial à scintillation contenant une solution de AGA et de rose de Bengale. Les invertébrés de chaque station ont été placés dans un plateau de tri (Caton, 1991) pour procéder au sous-échantillonnage. Le plateau de tri a une dimension de 36 cm X 30 cm et il est séparé en 30 carreaux de dimensions égales (6 cm X 6 cm). L'exercice comprend, d'une part la préhension des organismes d'un carreau correspondant à un numéro provenant d'une table aléatoire et, d'autre part, le comptage de tous les organismes qui y sont présents. Des carreaux supplémentaires sont prélevés jusqu'à l'obtention d'un minimum de 200 individus. L'identification des organismes composant les sous-échantillons a été effectuée pour chaque station à l'aide d'un stéréomicroscope Zeiss à un grossissement de 10 X à 50 X.

La méthode allégée du Rapid Bioassessment (une version préliminaire)

L'échantillonnage des invertébrés benthiques selon la méthode du *Rapid Bioassessment* a été effectué au début septembre 2003; les traitements et l'identification ont été réalisés par la DSÉE du MDDEP . Les échantillons ont été prélevés en milieu rapide sur substrats durs à l'aide d'un engin d'échantillonnage de type *D-Frame Dipnet* ayant une maille de 600 µm. Les milieux échantillonnés étaient répartis sur un tronçon de 100 m et les échantillons étaient pris dans différentes vitesses de courant. La surface totale échantillonnée a été de 3 m². Une caractérisation de l'habitat s'est faite sur le même tronçon de 100 m, à l'aide d'une fiche (annexe II) réalisée par le MDDEP et adaptée de l'EPA dans le document du *Rapid Bioassessment Protocols* (Barbour *et al.*, 1999). Une cote de qualité de l'habitat a été calculée subséquemment à partir de cette fiche; cette cote a été prise en compte lors des analyses. Un protocole de terrain préliminaire a été réalisé à cette fin par le MDDEP (annexe III).

Au laboratoire, les échantillons reçoivent le même traitement qu'avec la méthode d'échantillonnage des substrats artificiels présentée plus haut, soit le sous-échantillonnage à l'aide du plateau de tri *Caton* et le tri des organismes de la matière organique. L'identification des organismes a été faite au laboratoire du MDDEP à l'aide d'un stéréomicroscope *Leica* à un grossissement de 10 X à 50 X. Un protocole de laboratoire préliminaire a été réalisé par le MDDEP à cet effet (annexe IV).

Le niveau d'identification est la famille pour les invertébrés benthiques et l'espèce pour les diatomées.

2.4 LES INDICES BIOLOGIQUES

De façon à synthétiser les données sur l'état des écosystèmes aquatiques, de nombreux indices sont couramment utilisés, tant pour les diatomées que pour les invertébrés benthiques. Ils permettent d'évaluer la qualité biologique des milieux aquatiques par l'expression d'une valeur simple et unique. Ainsi, l'utilisation d'indices biologiques permet la communication des résultats obtenus pour les non-initiés.

2.4.1 Les indices calculés à partir des communautés d'invertébrés benthiques

Les indices biologiques basés sur les communautés d'invertébrés benthiques calculés se divisent en 4 groupes : les indices de diversité, les indices mesurant la composition des communautés, les indices de tolérance à la pollution et les indices multimétriques. Au total, 20 indices invertébrés ont été retenus dans cette étude. Ils sont présentés par catégories :

Les indices de diversité

Qu'est-ce que la diversité ? La meilleure définition de la diversité est donnée par Margalef (1958) : « La diversité spécifique est fonction du nombre d'espèces présentes et de la régularité avec laquelle les individus sont distribués parmi ces espèces ». En d'autres termes, elle dépend du nombre d'espèce (S) et de l'abondance relative de chaque espèce (N). Cette diversité peut être appelée «Diversité écologique» ou «Diversité spécifique» (Washington, 1984). Pour la plupart des indices de diversité, la diversité maximale se rencontre lorsque chaque individu appartient à une espèce différente (Charvet, 1995), tandis que la diversité minimale est obtenue lorsque tous les individus appartiennent à la même espèce (Charvet, 1995 ; Hade, 2003). Dans un environnement perturbé, par exemple, les communautés sont souvent caractérisées par une faible diversité. Quatre indices de diversité ont été retenus (tableau 1).

TABLEAU 1
Indices de diversité basés sur les communautés d'invertébrés benthiques.

Indices	Définition	Réponse prédite lors d'augmentation des perturbations
Shannon-Wiener (H')	La quantité d'individus entre les différents groupes taxonomiques	Diminution
Richesse taxonomique	Nombre total de taxons.	Diminution
EPT	Nombre de famille d'Éphéméroptères, de Plécoptères, de Trichoptères	Diminution
EPT (abondance)	Nombre total (abondance) d'Éphéméroptères, de Plécoptères, de Trichoptères.	Diminution

Les indices mesurant la composition des communautés

Ces indices, que l'on nomme aussi métriques, mesurent la composition des communautés d'invertébrés benthiques. Exprimés en pourcentage taxonomique, ces indices permettent de disséquer les communautés de façon à en tirer diverses informations, à l'aide de tableaux de tolérance des différents groupes taxonomiques (annexe V). Cinq indices mesurant la composition des communautés d'invertébrés benthiques ont été retenus (tableau 2).

TABLEAU 2
Indices mesurant la composition des communautés d'invertébrés benthiques.

Indices	Définition	Réponse prédite lors d'augmentation des perturbations
% EPT	Pourcentage de la composition en familles d'Éphéméroptères, de Plécoptères, de Trichoptères	Diminution
% EPT (abondance)	Pourcentage du nombre total (abondance) d'Éphéméroptères, de Plécoptères, de Trichoptères	Diminution
% Chironomidae	Pourcentage du nombre total de Chironomides	Augmentation
% d'Insectes	Pourcentage du nombre total d'insectes	Diminution
% d'Insectes non Diptères	Pourcentage du nombre total d'insectes non diptères	Diminution

Les indices de tolérance à la pollution

Les indices de tolérance à la pollution sont généralement calculés en tenant compte des valeurs de tolérance des taxons des invertébrés benthiques et leur abondance au sein de l'échantillon. Les taxons ayant une valeur de tolérance de 1 sont intolérants à la pollution organique, alors que les taxons ayant une valeur de tolérance de 10 supportent ce type de perturbation (annexe V). Sept indices de tolérance à la pollution ont été retenus (tableau 3).

TABLEAU 3
Indices de tolérance à la pollution basés sur les communautés d'invertébrés benthiques.

Indices invertébrés	Définition	Réponse prédite lors d'augmentation des perturbations
Ratio EPT / Chironomides	Somme du nombre total (abondance) d'EPT divisée par le nombre total de Chironomides	Diminution
% dominance	Mesure de la dominance du taxon le plus abondant	Augmentation
Nbr de taxons intolérants	Nombre de taxons ayant une valeur de tolérance < 3	Diminution
% de taxons tolérants	Pourcentage de taxons ayant une valeur de tolérance > 7	Augmentation
FBI (Hilsenhoff Family Biotic Index)	Utilise les valeurs de tolérance multipliées par l'abondance	Augmentation
BMWP (Biological Monitoring Working Party)	BMWP est calculé par la somme des valeurs de tolérance pour chaque famille	Diminution
ASPT (Average Score Per Taxon)	ASPT est calculé en divisant le BMWP par le nombre de familles présentes dans l'échantillon.	Diminution

Les indices multimétriques

Les indices multimétriques sont des indices synthétiques qui sont calculés à partir de combinaisons d'indices et de métriques déjà existants. Grossièrement, le calcul consiste à prendre différents indices, appartenant aux différents groupes précédemment présentés, et à en faire la somme. Il est suggéré d'adapter régionalement ces indices multimétriques. Paller et Specht (1997) font la description des étapes à suivre pour la construction d'indices multimétriques régionaux. Les indices multimétriques régionaux utilisés dans cette étude sont ceux développés par l'*Environmental Protection Agency* (EPA) de l'état du *West Virginia* aux États-Unis (Tetra Tech, 2000). Deux types d'indices multimétriques ont été testés : les indices multimétriques volontaires, utilisés

dans les programmes de suivi volontaire et un indice multimétrique professionnel (tableau 4). Les indices multimétriques volontaires ont la particularité d'être calculés à partir de l'ordre ou de quelques familles indicatrices sélectionnées (26 taxons considérés), alors que l'indice multimétrique professionnel se calcule à partir du niveau taxonomique de la famille (63 taxons considérés).

Les métriques sont souvent agglomérées en indices multimétriques, ce qui permet de considérer plusieurs paramètres de la communauté étudiée. Par exemple, l'indice d'intégrité biologique (*Index of Biological Integrity IBI*) a été développé par Karr *et al.* (1986) à partir de communautés de poissons dans des cours d'eau du Midwest américain. Comme son nom l'indique, il est basé sur le principe de l'intégrité biologique que les auteurs définissent comme étant la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une faune qui soit comparable à celle que l'on retrouve dans des conditions naturelles (non affectées par l'homme). Kerans et Karr (1994) ont adapté l'IBI pour les invertébrés benthiques, qui devient alors le « *Bentic (B-IBI)* ». Il est composé de 13 métriques, soit la richesse spécifique de taxons intolérants comme les escargots, les moules, les éphémères, les plécoptères, les trichoptères; l'abondance relative (%) du genre *Corbicula*, des oligochètes, des omnivores, des filtreurs, des brouteurs, des prédateurs ainsi que la dominance et l'abondance totale. Ces métriques ont été sélectionnées à partir d'une liste de 18 métriques. Seules les métriques qui étaient vraiment redondantes ont été exclues (Kerans et Karr, 1994). L'indice IBI est abondamment utilisé dans le monitoring des rivières aux États-Unis.

En 2000, les biologistes de l'*Environmental Protection Agency* des États-Unis (U.S. EPA Region 3 Environmental Services Division) se sont inspirés du B-IBI de Kerans et Karr (1994) pour créer un indice multimétrique utilisé lors de suivi volontaire : le IBI multimétrique volontaire. Cet indice est constitué de 6 métriques (mesures de la communauté d'invertébrés benthiques) qui sont calculées au niveau taxonomique de la famille. Ces métriques sont : le pourcentage de deux taxons dominants, le pourcentage d'abondance des taxons EPT (Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères), la richesse

taxonomique des taxons EPT, le pourcentage de Chironomides, l'*Hillsenhoff Biotic Index* (HBI) et la richesse taxonomique totale.

TABLEAU 4
Indices multimétriques basés sur les communautés d'invertébrés benthiques
(Tetra Tech for U.S. Environmental Protection Agency (EPA), *West Virginia*).

Indices multimétriques	Métriques composant l'indice	Réponse prédite lors d'une augmentation des perturbations
Stream Condition Index SCI (Level 1) Volontaire	-Richesse taxonomique -FBI (Hilsenhoff)	Diminution
Stream Condition Index SCI (Level 2) Volontaire	-Richesse taxonomique -FBI (Hilsenhoff) -EPT -% EPT - % de taxons tolérants	Diminution
Index of Biological Integrity IBI (Level 3) Volontaire	-Richesse taxonomique -FBI (Hilsenhoff) -EPT -% EPT (abondance) -% Chironomidae -% deux taxons dominants	Diminution
Stream Condition Index SCI (PRO) Professionnel	-Richesse taxonomique -FBI (Hilsenhoff) -EPT -% EPT (abondance) -% Chironomidae -% dominance	Diminution

2.4.2 Les indices calculés à partir des communautés de diatomées

La structure des indices généraux utilisés pour évaluer les communautés de diatomées est sensiblement la même que celle utilisée pour les communautés d'invertébrés. Les indices basés sur les taxons indicateurs polluosensibles et tolérants aux perturbations (les indices biotiques) sont ceux qui nous intéressent dans cette étude (tableau 5). En 1961, Zelinka et Marvan jettent les bases, en Australie, de la plupart des indices diatomées utilisés aujourd'hui (PAEQANN, 1999). La formule de Zelinka et Marvan est issue du système saprobique qui prend en compte l'abondance des taxons, la sensibilité à la pollution et la valeur indicatrice (Prygiel et Coste, 2000).

$$ID = \frac{\sum_j A_j I_j V_j}{\sum_j A_j V_j}$$

Avec

A_j : abondance relative de l'espèce j ,

I_j : sensibilité de l'espèce j ,

V_j : valeur indicatrice de l'espèce j

Les différences entre les indices basés sur cette formule tiennent compte du nombre de taxons retenus (unités taxonomiques), de la valeur des coefficients de sensibilités ainsi que des valeurs indicatrices (Prygiel et Coste, 2000). L'indice anglais « *Trophic Diatom Index* » (TDI) et français « Indice de Polluosensibilité Spécifique » (IPS) sont basés sur l'équation de Zelinka et Marvin (1961). Un autre indice français est testé dans nos travaux, l'Indice Biotique Diatomées (IBD). Cet indice a été normalisé en France avec un manuel d'utilisation complet (AFNOR NF T 90-354, 2000) et il se calcule en quatre étapes décrites à l'annexe VI. Le dernier indice basé sur les communautés de diatomées est l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC), développé par Isabelle Lavoie du laboratoire de recherche sur les bassins versants (LBV) de l'Université du Québec à Trois-Rivières (Lavoie *et al.* 2006). Cet indice a été élaboré à partir d'une analyse de correspondance (CA) incluant 204 échantillons de diatomées récoltés à l'automne sur les

rivières du Québec et de l'Est du Canada en 2002 et 2003. La valeur de l'IDEC est tirée de la valeur du premier facteur de la CA qui a été corrigé, en éliminant les données aberrantes, et que l'on ramène entre 0 et 100.

TABLEAU 5
Indices basés sur les communautés de diatomées.

Indices Diatomées	Fonctionnement:	Réponse prédite lors d'augmentation des perturbations
L'Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS) (France)	$ID = \frac{\sum_i A_j I_j V_j}{\sum_j A_j V_j}$	Diminution
Le « <i>Trophic Diatom Index</i> » (TDI) (Angleterre)	A _j : abondance relative de l'espèce j I _j : sensibilité de l'espèce j V _j : valeur indicatrice de l'espèce j	Augmentation
L'Indice Biotique Diatomées (IBD) (France)	$F(i) = \frac{\sum_x A_x \times P_x(i) \times V_x}{\sum_x A_x \times V_x}$ A _x : abondance du taxon apparié X exprimé en % P _x (i) : probabilité de présence du taxon apparié X pour la classe de qualité i. V _x : valeur écologique du taxon apparié X	Diminution
L'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) (Canada)	Réalisé à partir d'une analyse de correspondance (CA) valeur du premier facteur de la CA entre 0 et 100. $x_i^* = \lambda^{\alpha-1} \frac{\sum_k w_k^* y_{ik} u_k}{\sum_k w_k^* y_{ik}}$ x _i [*] : position de l'échantillon sur le premier axe de la CA λ : valeur propre (eigenvalue) du premier axe de la CA α : réfère à la méthode d'ajustement (Scaling method) dans CANOCO 4.5 w _k [*] : valeur des espèces (species weights) u _k : position des espèces sur le premier axe de la CA y _{ik} : abondance des espèces	Augmentation

2.5 L'APPROCHE MULTIVARIÉE

Dans cette section, des questions spécifiques auxquelles nous voulons répondre seront abordées. Une présentation des méthodes d'analyse sera faite à la suite de chacune de ces questions spécifiques. Un premier lot de questions est analysé à l'aide de l'approche multivariée. Les données utilisées pour cette approche sont les matrices taxonomiques (annexe VII), représentant les communautés biologiques et les matrices environnementales (annexe VIII), représentant les conditions environnementales pour chacun des sites. À la section suivante, un deuxième lot de questions est analysé à l'aide de l'approche basée sur les indices. La différence, pour cette approche, consiste à transformer les matrices taxonomiques en valeurs indicielles pour chacun des sites. L'ensemble des questions posées permettra de comparer l'efficacité des bioindicateurs basés sur les communautés d'invertébrés benthiques et de diatomées.

2.5.1 Question 1 : *Est-ce que les communautés biologiques (invertébrés et diatomées benthiques) permettent de discriminer les stations de référence des stations perturbées?*

Avant de répondre à la première question, nous avons dû établir les sites de référence à partir des variables environnementales (variables physico-chimiques et d'habitat). Le concept de station référence est basé sur la comparaison entre des stations peu ou pas perturbées (de référence) avec des stations perturbées. Pour ce faire, nous avons utilisé l'analyse en composante principale (ACP). Cette analyse multivariée est utile pour résumer les patrons dans l'ensemble des données environnementales qui n'auraient pu être trouvées en analysant chaque variable prise individuellement (Quinn et Keough, 2002). En d'autres mots, l'ACP nous permet de voir la distance, au sens statistique, entre un site de référence et un site perturbé en regard des variables environnementales.

Lorsque nous savons quels sont les sites de référence (pas ou peu perturbés) en regard des variables environnementales, nous essayons de voir si la composition des communautés biologiques permet à elle seule de séparer les sites de référence des autres sites. L'analyse de correspondance redressée (*Detrended Correspondence Analysis*, DCA) nous permet, comme pour l'ACP, de résumer les patrons dans les données

biologiques cette fois. Plutôt que d'utiliser les variables environnementales pour identifier les sites de référence, nous utilisons la composition des communautés biologiques, à l'aide de la *DCA*. Alors nous pouvons tenter de répondre à la première question. Les différentes ordinations ont été réalisées avec CANOCO 4.5 (ter Braak and Smilauer, 2002).

2.5.2 Question 2 : *Est-ce que les communautés biologiques (invertébrés et diatomées benthiques) sont influencées par les conditions environnementales du milieu?*

Pour répondre à cette question, nous avons utilisé le PROTEST (*PROcrustean Randomization TEST*). Ce test est une mesure multivariée du degré de concordance ou d'association entre des matrices d'abondance d'espèces et des matrices de variables environnementales (Jackson, 1995). Pour notre part, les matrices d'espèces correspondent aux valeurs des deux premiers facteurs de l'analyse de correspondance redressée (*DCA*) et les matrices des variables environnementales correspondent aux deux premiers facteurs de l'analyse en composante principale (ACP). Une des deux matrices, celle des espèces, est soumise à une réflexion, à une rotation, puis à une translation et à une dilatation pour minimiser la somme des déviations des résidus au carré entre les points pour chacune des observations (les sites) et ce, pour la même observation dans la matrice composée de variables environnementales (Jackson, 1995). On quantifie, pour le PROTEST, le degré de correspondance entre les deux matrices à l'aide de la valeur du $m12$; une faible valeur correspond à une meilleure concordance des deux matrices. Pour évaluer la signification de cette mesure de concordance des matrices, un test de permutation aléatoire est effectué pour déterminer si la somme des déviations des résidus est inférieure à celle qui serait obtenue sous l'effet du hasard (Jackson, 1995). Par convention, 10 000 permutations aléatoires sont effectuées.

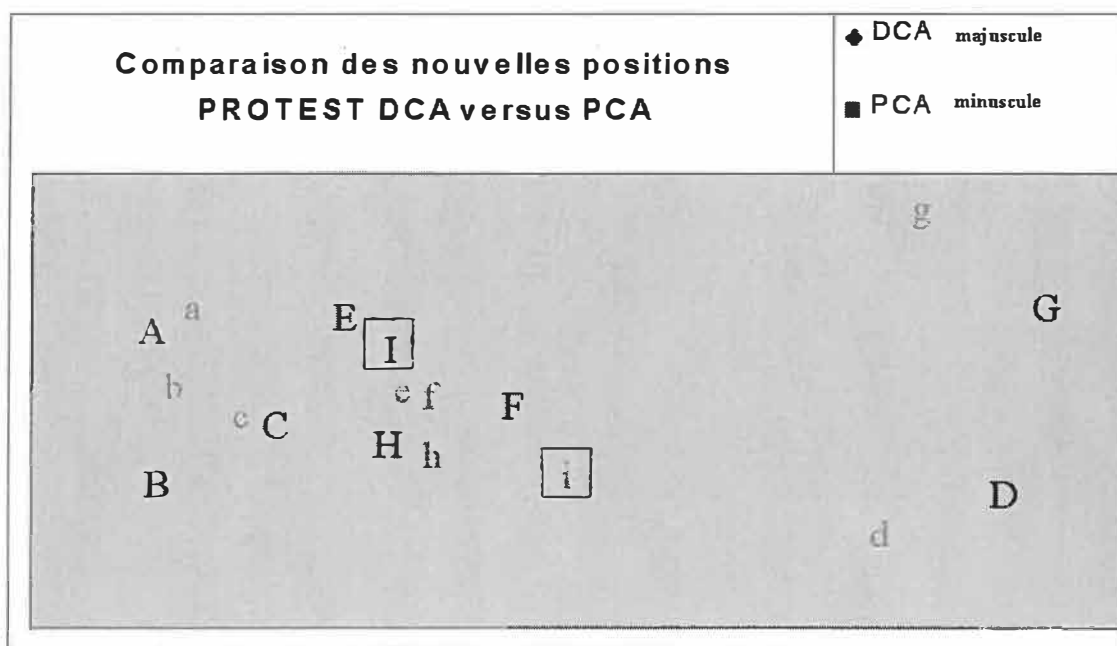


FIGURE 4 : Exemple de comparaison de deux matrices (*DCA* = espèce et *PCA* = variables environnementales) à l'aide du *PROTEST*. $m_{12} = 0,3151$; $p = 0,0047$.

Dans cet exemple (figure 4), nous avons une *DCA* qui représente la matrice d'espèces et une *ACP* qui représente la matrice des variables environnementales. Les lettres alphabétiques représentent les sites. La valeur de concordance, m_{12} , est de 0,3151 et le résultat du test de permutation aléatoire est de $p = 0,0047$. Ceci veut dire que sur les 10 000 permutations aléatoires, il y a 47 permutations pour lesquelles une meilleure valeur de concordance (m_{12}) a été obtenue. En résumé, le *PROTEST* nous permet de vérifier si les patrons de la composition des communautés biologiques correspondent aux patrons des variables environnementales dans leur ensemble. Il permet de vérifier quels protocoles offrent une meilleure concordance par comparaison des valeurs du m_{12} .

2.5.3 Question 3 : Quelles sont les variables environnementales qui influencent le plus les communautés biologiques (invertébrés et diatomées benthiques)?

Après avoir déterminé si les communautés biologiques étaient influencées par l'ensemble des variables environnementales, nous avons voulu savoir quelles variables environnementales influençaient le plus les communautés biologiques utilisées pour les 3 protocoles à l'étude. L'analyse canonique de correspondance (ACC) est l'analyse toute désignée pour répondre à cette question. L'ACC, *Canonical Correspondence Analysis (CCA)* en anglais, permet de mettre en relation deux matrices : une matrice à expliquer (ex. : taxons) et une matrice de variables explicatives (ex. : variables environnementales). Cette approche utilise donc les mécanismes de l'ordination (matrice d'espèces) et de la régression multiple (matrice de variables environnementales). En résumé, l'ACC cherche la combinaison de variables environnementales qui explique le mieux les variations dans la matrice d'espèces. Un test de permutation *Monte Carlo* permet de sélectionner les variables environnementales qui influencent significativement la composition des communautés biologiques.

Nous avons utilisé l'ACC de façon à vérifier quelles sont les variables environnementales qui expliquent le plus la variabilité de la composition des communautés benthiques dans les rivières ayant différents degrés de perturbation. L'ACC est utilisée pour résumer les variations dans les communautés et pour relier ces variations à un gradient environnemental. Les axes qui sont produits ne sont pas corrélés avec chacun des autres axes. Ils expliquent un pourcentage relativement élevé de la variation dans les corrélations des espèces et des variables environnementales qui peuvent être interprétées comme des gradients environnementaux indépendants. L'ACP est présentée sur un diagramme dont les objets (ex. : sites d'échantillonnage) sont symbolisés par des points et dont les descripteurs (ex. : variables environnementales) sont représentés par des vecteurs. Le vecteur pointe dans la direction de la variance maximale pour une variable donnée et son origine représente la moyenne. L'angle d'un vecteur par rapport à un axe exprime le poids relatif de cette variable pour déterminer la position du vecteur par rapport à cet axe. Les vecteurs dont l'angle est aigu avec l'axe I indiquent que ces variables expliquent les plus grandes variations dans le jeu de

données, alors que les angles existants entre les différents vecteurs indiquent le degré de corrélation entre les descripteurs (variables). En résumé, l'ACC est un outil synthétique pour simplifier les jeux de données complexes et pour fournir une analyse intégrative de données environnementales et taxonomiques.

2.5.4 Question 4 : *Est-ce que les communautés de diatomées et d'invertébrés benthiques fournissent la même réponse quant à la position des sites sur un gradient de perturbation?*

En posant cette question, nous avons voulu comparer la réponse des communautés biologiques entre les trois protocoles. Pour ce faire, nous avons utilisé le PROTEST, à partir duquel nous avons comparé la position des sites qui proviennent d'une première matrice, celle des taxons de diatomées et d'une deuxième matrice, celle des taxons d'invertébrés benthiques. Les matrices utilisées sont celles obtenues lors de l'analyse de correspondance redressée (DCA, scores axe 1 et 2). Ainsi, il est possible de vérifier la correspondance de la réponse des communautés sur un gradient de perturbation, et ce à un même site où les différents bioindicateurs ont été récoltés simultanément.

2.6 L'APPROCHE DES MÉTRIQUES ET INDICES

2.6.1 Question 5 : *Quels indices sont les plus performants à l'égard de leur sensibilité et de leur efficacité à résumer les gradients environnementaux et biologiques?*

Pour chacun des protocoles utilisés dans cette étude, nous avons calculé des indices biologiques. L'objectif était de sélectionner, pour les bioindicateurs étudiés, l'indice le plus représentatif des conditions biologiques et environnementales du milieu aquatique. Ainsi, les indices sélectionnés pourront être considérés par les différents intervenants et utilisateurs. Ces indices faciliteront l'interprétation des résultats obtenus lors d'études des écosystèmes aquatiques réalisés avec les différents bioindicateurs.

Le Discriminant Efficiency (DE)

Il existe plusieurs façons de tester la performance des indices biologiques. L'une d'elle est le calcul du *Discriminant Efficiency (DE)* ou de l'efficacité de discrimination (traduction libre). Le *DE*, tiré de l'*Environmental Protection Agency (EPA)* de l'état du *West Virginia* aux États-Unis (Tetra Tech, 2000), consiste à tester l'habilité d'un indice à discriminer les sites perturbés des sites de référence. La formule est :

$$DE = 100 (a/b)$$

Pour les métriques dont la réponse attendue diminue avec l'augmentation des perturbations (ex. EPT):

a = nombre d'échantillons en milieu perturbé dont la valeur est en dessous du 1^{er} décile de la distribution des stations de référence.

b = nombre total de stations en milieu perturbé

Le *DE* est exprimé en pourcentage; un *DE* élevé indique une meilleure habilité d'une métrique à discriminer les sites perturbés des sites de référence. En d'autres mots, le *DE* permet de vérifier s'il y a un chevauchement entre les valeurs de l'indice pour les sites perturbés et pour les sites de référence.

La précision

Le calcul de la précision d'un indice permet de vérifier si les valeurs de cet indice sont homogènes pour des sites homogènes en regard de l'habitat. Normalement, on calcule la précision que pour les sites de références ne subissant pas de perturbations. Ces derniers devraient être davantage homogènes que les sites subissant différents degrés de perturbations.

C'est par le calcul du coefficient de variation (CV), seulement pour les sites de référence, que l'on obtient la précision d'un indice. Voici la formule :

$$\text{CV: } \frac{\text{Écart-type (sites de référence)}}{\text{moyenne (sites de référence)}} \times 100$$

Une faible valeur indique une meilleure précision.

Cependant, le calcul du coefficient de variation cesse d'être efficace quand la moyenne tend vers zéro. La formule suivante corrige partiellement ce biais et peut engendrer, pour de petits échantillons, des différences appréciables (Scherrer, 1984) :

$$\text{CV* : } (1 + 1/4n) \text{ CV}$$

n = nombre d'échantillon

La sensibilité

Une autre façon de tester la performance des indices biologiques est le calcul de la sensibilité décrit dans le *Rapid Bioassessment Protocols (RBP)* (Barbour *et al.*, 1999). Comme pour le *DE*, la sensibilité permet d'évaluer la capacité d'un indice à discriminer les sites de référence des sites perturbés. La formule est :

$$\text{Sensibilité} = \frac{\bar{x}(\text{référence}) - X(\text{perturbé})}{\text{Écart-type (référence)}}$$

On soustrait la valeur de l'indice d'un site perturbé de la valeur moyenne des sites de référence que l'on divise par l'écart-type des sites de référence. Alors, plus la différence des valeurs moyennes de l'indice pour les sites de référence par rapport aux sites perturbés est élevée, plus la sensibilité est élevée. La sensibilité, à la différence du *DE*, prend en compte l'écart-type des sites de référence dans le calcul.

L'utilisation de ces trois formules pour tester la performance des indices biologiques est justifiée par leur complémentarité. Un exemple (figure 5) est présenté de façon à mettre

en lumière les différences entre le *DE* et la sensibilité d'un indice biologique. Ici, sont présentés deux indices basés sur les invertébrés benthiques, à savoir le pourcentage d'insectes non-diptères (PINSECTNODIP) et le pourcentage de pléoptères (PPLECO_AB). Ces deux indices ont chacun un *DE* de 100 % mais ont une valeur de sensibilité différente.

Exemple d'un indice ayant une mauvaise sensibilité

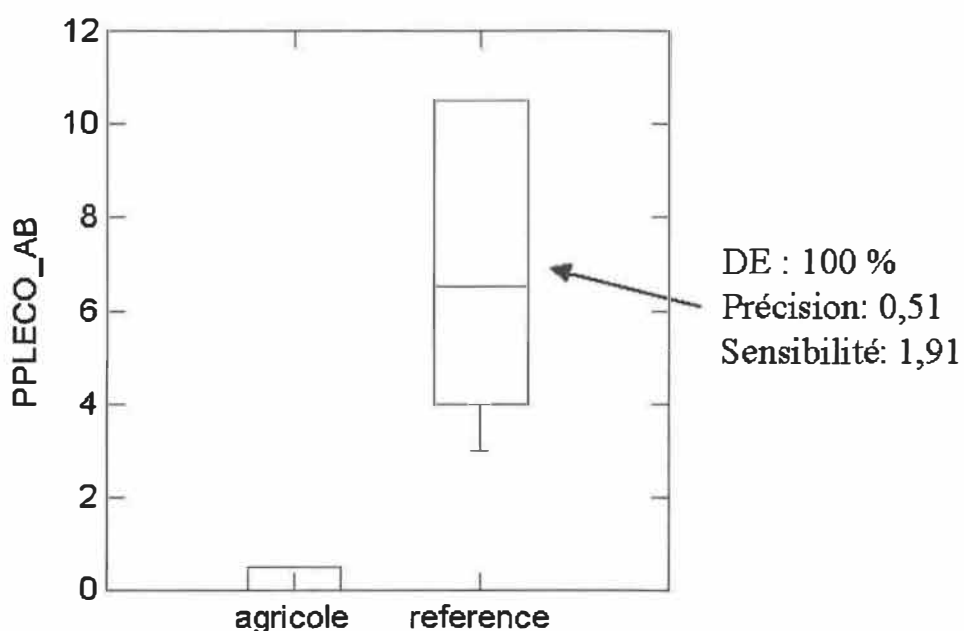


FIGURE 5 : *Boxplot* des valeurs de l'indice « pourcentage de pléoptères » pour les sites agricoles (perturbés) et de référence.

Le pourcentage de pléoptères a un *DE* de 100%, ce qui indique que l'indice a une bonne efficacité à discriminer les sites perturbés et les sites de référence. Par contre, cet indice a une valeur de sensibilité de 1,91, ce qui indique une faible sensibilité. Nous

pouvons voir, à la figure 5, que pour les sites de référence, la précision (CV) est élevée. Cette mauvaise précision a comme conséquence de diminuer la sensibilité de cet indice.

Exemple d'un indice ayant une bonne sensibilité

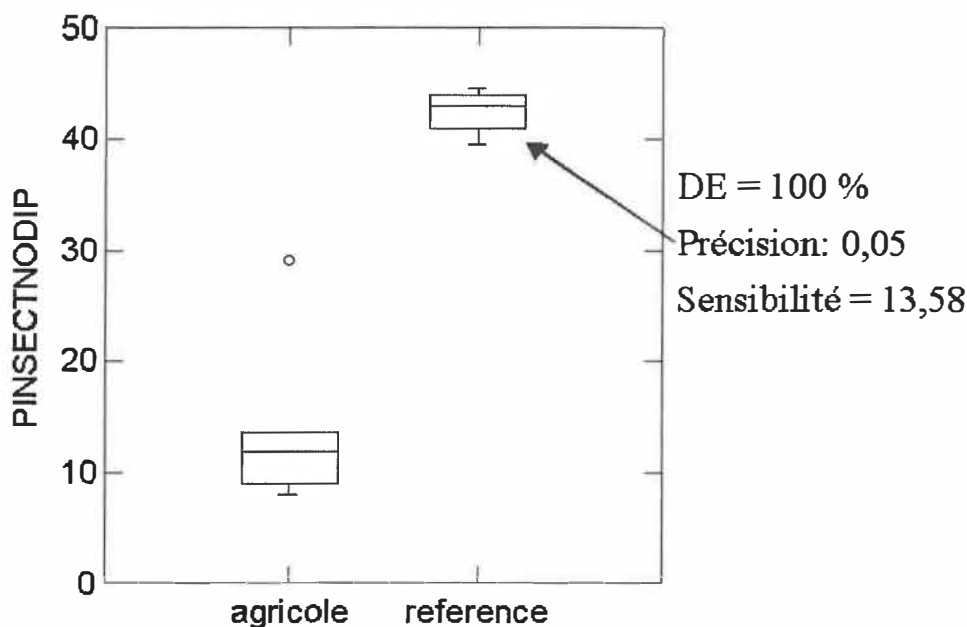


FIGURE 6 : Boxplot des valeurs « pourcentage d'insectes non-diptères » pour les sites agricoles (perturbés) et de référence.

Comme pour le pourcentage de plécoptères, le pourcentage d'insectes non-diptères (figure 6) affiche un *DE* de 100 %. Dans les deux cas, il n'y a pas de chevauchement des valeurs de l'indice pour les sites perturbés et les sites de référence. Dans ce cas-ci, la précision est faible pour les sites de référence. La valeur de sensibilité du pourcentage d'insectes non-diptères est de 13,58, ce qui indique une bonne sensibilité. On obtient une meilleure précision (écart-type plus faible) pour le pourcentage d'insectes non-diptères. La différence des valeurs de sensibilité, pour les deux indices, est occasionnée par le fait que pour la sensibilité on tient compte de l'écart-type des sites de référence, qui est aussi

pris en compte dans le calcul de la précision (CV), alors que dans le calcul du *DE*, on n'en tient pas compte.

2.6.2 Question 6 : *Quels sont les indices les mieux corrélés avec les gradients environnementaux et la structure des communautés?*

Nous avons voulu savoir, pour les indices sélectionnés, s'ils traduisaient bien les communautés biologiques. Pour ce faire, une corrélation de *Pearson*, utilisée pour les variables continues, entre les indices et le premier facteur de l'analyse de correspondance (*DCA*) a été réalisée. L'indice qui a la meilleure corrélation avec le premier facteur de la *DCA* est celui qui traduit le mieux les communautés biologiques. Nous avons aussi voulu savoir si les valeurs des indices suivaient les patrons environnementaux. Une corrélation de *Pearson* a été réalisée à partir des indices et du premier facteur de l'analyse en composante principale (ACP). L'ACP résume les patrons des variables environnementales et l'indice qui a la meilleure corrélation avec le premier facteur de l'ACP est l'indice qui est le plus influencé par les variables environnementales. Cette dernière question nous permet d'acquérir de l'information supplémentaire sur les indices, leurs forces et leurs faiblesses.

L'ensemble des questions posées ont pour objectif de comparer l'efficacité des bioindicateurs basés sur les communautés de diatomées, d'invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des substrats artificiels et échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment*. Cette comparaison se fait dans un premier temps avec les techniques d'analyses multivariées et ensuite sur la base des indices biologiques. Ces deux méthodes d'évaluation des bioindicateurs permettront de mettre en lumière l'efficacité à révéler, par les bioindicateurs, les perturbations qui ont lieu dans un cours d'eau.

CHAPITRE III

RÉSULTATS

3.1 L'APPROCHE MULTIVARIÉE

3.1.1 Question 1. *Est-ce que les communautés biologiques (invertébrés et diatomées benthiques) permettent de discriminer les stations de référence des stations perturbées?*

Cette question s'applique aux trois bioindicateurs, les diatomées, les invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) et les invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment*, pris individuellement.

Établir les stations de référence

Les sites de référence ont été établis en fonction des variables physico-chimiques et d'habitat, de façon à trouver les sites qui subissaient le moins de perturbations anthropiques. 6 sites sur 12 ont été classés de référence à l'aide de l'analyse en composante principale (ACP). Les sites de référence, en vert (figure 7), sont différents des autres sites par leurs faibles valeurs pour les variables physico-chimiques telles le pH, l'azote total (NTOT), le phosphore total (PTOT), la température (TEMP), la conductivité (COND) et l'oxygène dissous (O2). Concernant les variables d'habitat, les sites de références sont caractérisés par une vitesse de courant élevée (VITCOU), un type de courant rapide et eau vive (VIVRAP), une transparence élevée (TRANSP), des rives composées d'arbres et d'arbustes et un couvert forestier élevé. Les autres sites sont caractérisés, pour les variables d'habitat, par des rives composées de plantes herbacées (HERB), érodées (ERORIVE) et par la présence de culture et pâturage (PATCUL) et par un type de courant régulier. Cependant, un site, celui de la rivière Fourchette (FOUR) affiche

des valeurs exceptionnellement élevées pour les variables physico-chimiques : turbidité (TUR) et les matières en suspension (MES) (figure 7). Les sites de référence sont ceux échantillonnés sur les cours d'eau suivants : Cugnet (Cugnet), ruisseau du 3^e rang (TR3), ruisseau sans nom (ETSN), rivière Calway (CALW), rivière des Abénaquis (ABE) et la rivière Lessard (LES). Les autres sites, principalement situés en milieux agricoles, sont : la rivière Fourchette (FOUR)', la rivière Le Bras (BR3), la rivière Boyer Nord (BN1, BN2) et la rivière Boyer Sud (BS1, BS2).

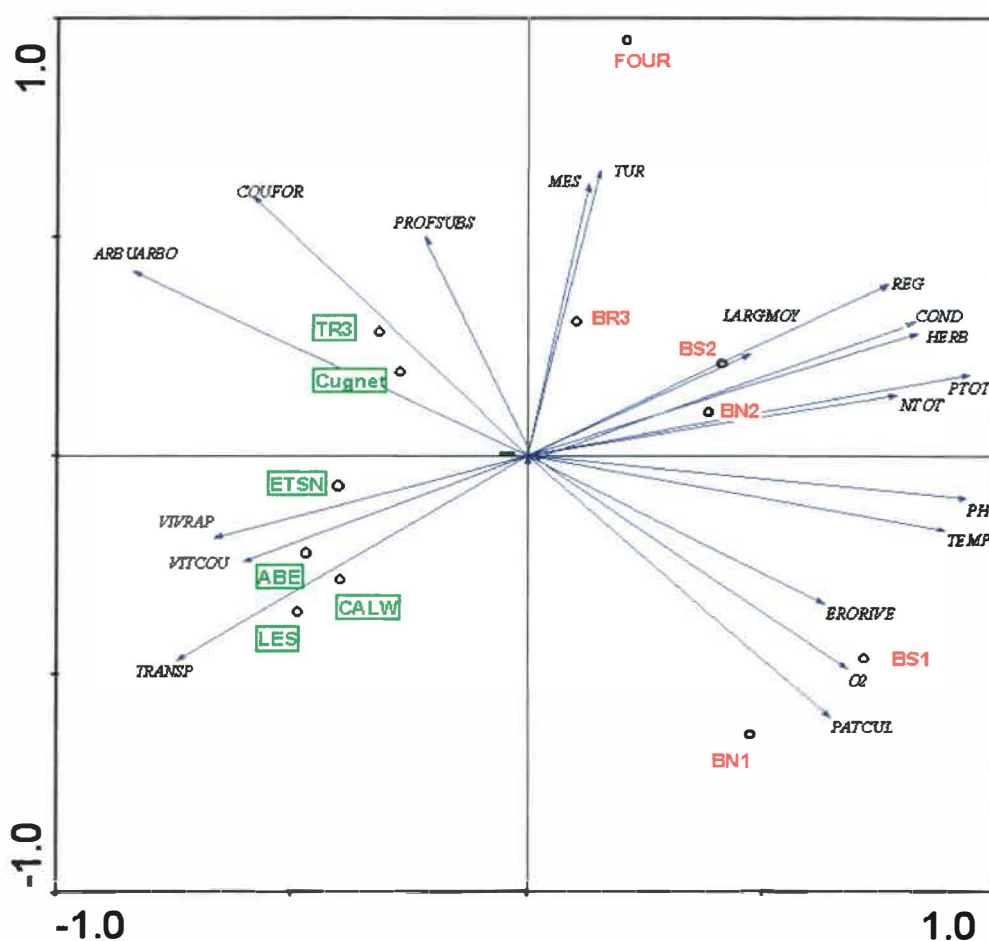


FIGURE 7 : Analyse en Composante Principale (ACP) réalisée à partir des variables environnementales (physico-chimique et d'habitat) acquises lors de l'échantillonnage des bioindicateurs. Les sites de référence sont munis d'étiquettes avec un cadre, les flèches correspondent à la variance des variables physico-chimiques dont l'étiquette est en italique (12 sites échantillonnés en 2003).

Les invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels de type Hester-Dendy

Les communautés d'invertébrés benthiques échantillonnées à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) ne permettent pas la discrimination des sites de référence et des sites perturbés préalablement déterminés à l'aide de l'ACP. La présence des Chironomides (*CHIRDAE*), pour les sites de référence et perturbés, semble être responsable de l'homogénéisation des communautés pour l'ensemble des sites (figure 8).

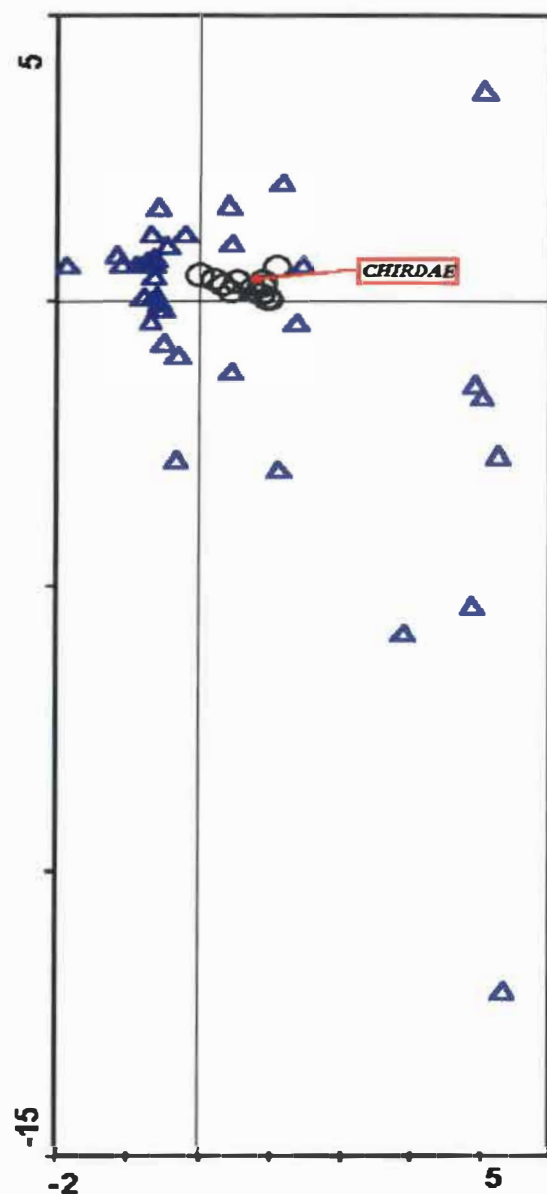


FIGURE 8 : Analyse de correspondance redressée (DCA) des taxons d'invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*). Les cercles correspondent aux sites et les triangles à la position des taxons (12 sites échantillonnés en 2003).

En éliminant les Chironomides de l'analyse de correspondance, les communautés d'invertébrés échantillonnées à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) permettent la discrimination des sites de référence des sites perturbés (figure 9).

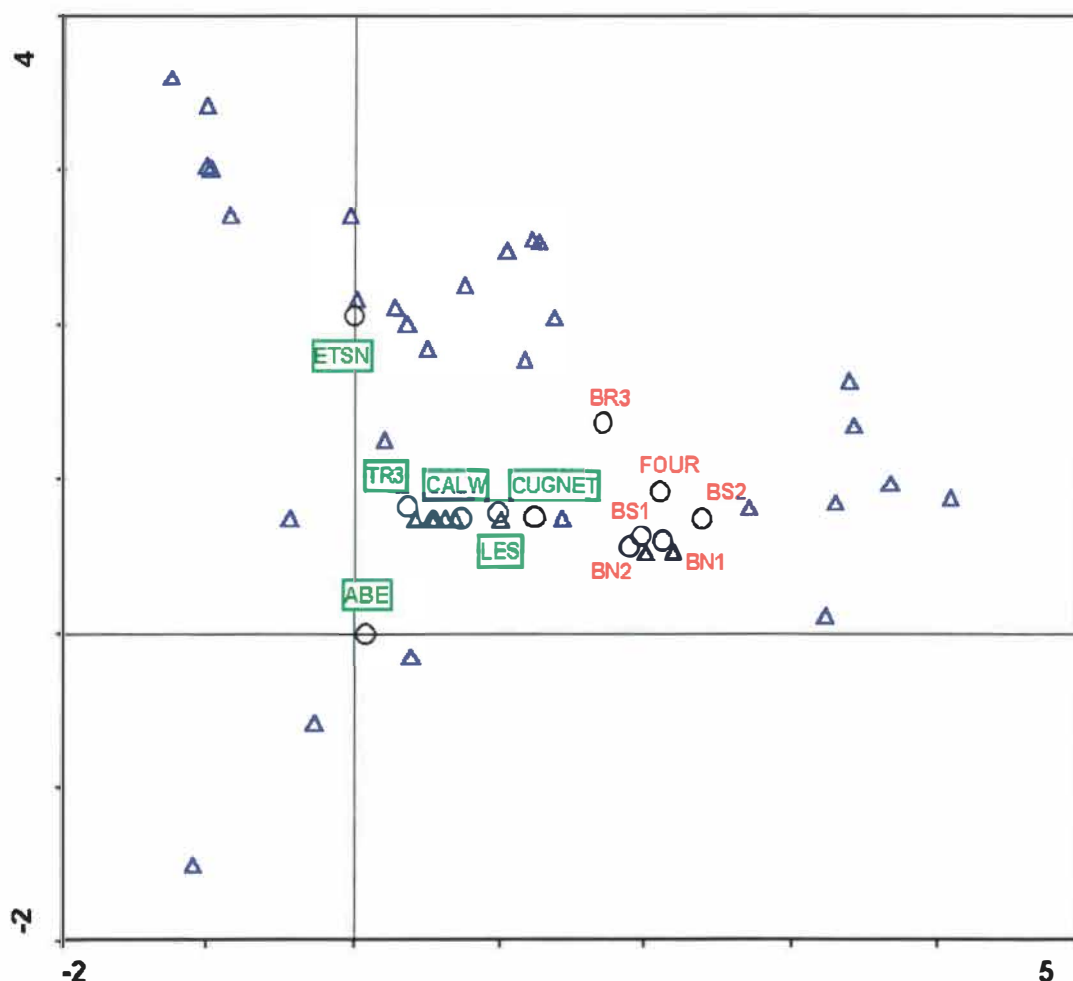


FIGURE 9 : Analyse de correspondance redressée (*DCA*) des invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*). Les Chironomides ont été éliminés pour cette analyse. Les sites de référence sont munis d'étiquettes avec un cadre et la position des taxons correspond aux triangles.

Les invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du Rapid Bioassessment (RBP)

Les communautés d'invertébrés échantillonnées à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment* permettent la discrimination des sites de référence et des sites perturbés (figure 10).

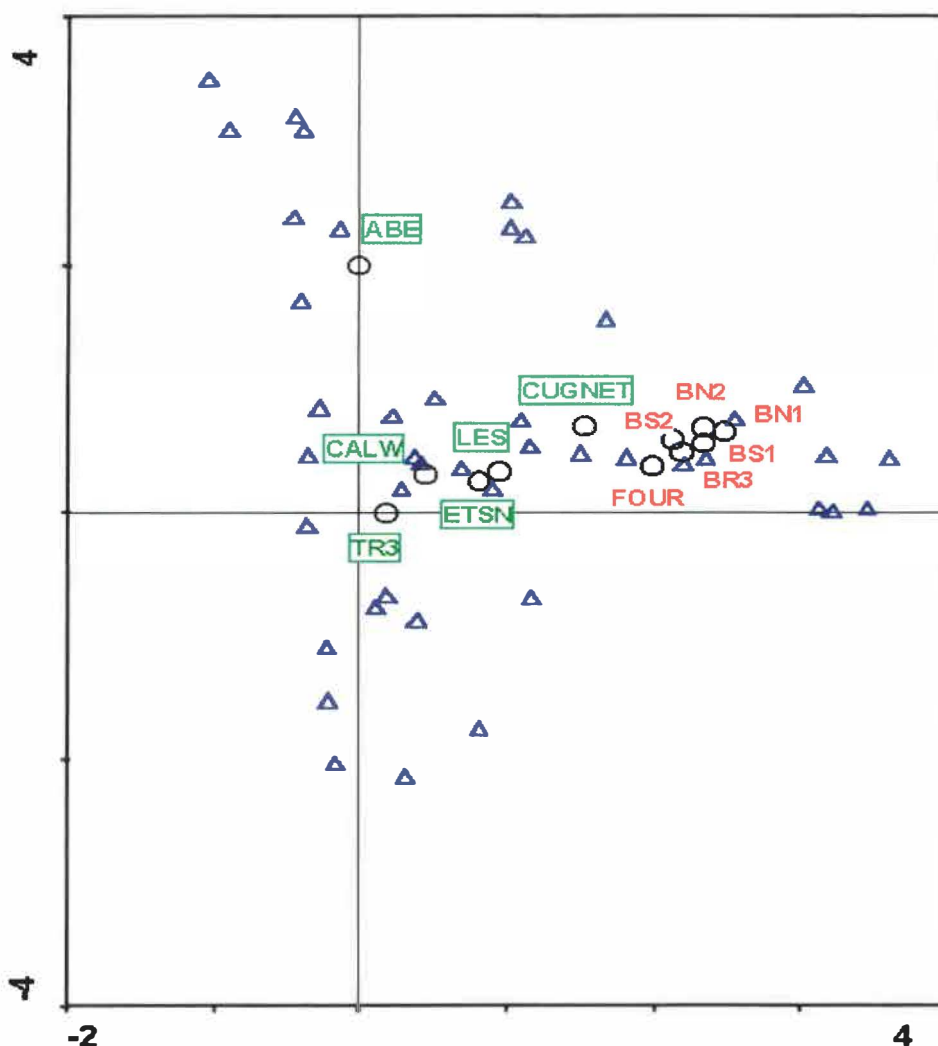


FIGURE 10 : Analyse de correspondance redressée (DCA) des invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment*. Les sites de référence sont munis d'étiquettes avec un cadre et la position des taxons correspond aux triangles.

Il est à remarquer que le site de référence « Cugnet » se trouve à mi-chemin entre les sites de référence et les sites perturbés dans les *DCA* et ce, pour les deux méthodes d'échantillonnage des invertébrés benthiques. Les communautés d'invertébrés de ce site s'apparentent à la fois aux sites de référence et aux sites perturbés.

Nous avons voulu savoir, pour les deux méthodes d'échantillonnage des invertébrés benthiques, quelles différences il y avait concernant la composition des communautés d'invertébrés. Un tableau comparatif a été réalisé afin de voir ces différences dans la composition des communautés d'invertébrés (tableau 6).

TABLEAU 6
Composition moyenne (%) des communautés d'invertébrés benthiques des stations agricoles et de référence pour les deux méthodes d'échantillonnage (Hester-Dendy et RBP), 2003.

	Hester-Dendy substrat			Rapid Bioassessment	
	Référence	Agricole		Référence	Agricole
Ephemeroptera	19,1	3,4		44,4	7,8
Plecoptera	5,8	0,2		7,7	0,2
Tricoptera	7,2	6,8		18,4	26,6
Chironomidae	57,9	80,3		11,0	45,1
Autres Diptera	3,8	0,6		4,7	2,3
Coleoptera	0,8	0,3		9,1	7,2
Autres Insectes	0,1	0,0		0,1	0,2
Mollusca	0,1	0,1		2,8	0,2
Crustacea	0,0	0,7		0,0	0,0
Annelidae	4,8	7,2		1,3	8,8
Autres	0,4	0,6		0,7	1,8
Nombre de taxons	37	20		47	30

Les taxons EPT (Ephemeroptera, Plecoptera et Tricoptera), qui sont intolérants aux perturbations, sont plus abondants pour les sites de référence que pour les sites agricoles (perturbés), peu importe la méthode d'échantillonnage. Cependant, pour les sites de référence, les taxons EPT sont plus nombreux pour la méthode du *Rapid Bioassessment*, (EPT = 70,5 % de la composition de la communauté d'invertébrés)

que pour la méthode d'échantillonnage des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) (EPT = 32,1 % de la composition de la communauté d'invertébrés).

Les Chironomides (*Chironomidae*, ordre des diptères), présents et tolérants dans les milieux perturbés, sont plus abondants pour les sites agricoles (perturbés) que pour les sites de référence, peu importe la méthode d'échantillonnage. Par contre, les Chironomides représentent une plus grande proportion de la communauté pour l'ensemble des sites échantillonnés avec les substrats artificiels (*Hester-Dendy*) (référence = 57,9 %; agricoles = 80,3 %), alors que pour la méthode du *Rapid Bioassessment* (RBP) ils représentent une plus faible proportion de la communauté (référence = 11 % ; agricole = 45,1 %).

En comparant la composition des communautés d'invertébrés benthiques pour les deux méthodes d'échantillonnage, on retrouve une plus grande abondance des Chironomides et des Annélides pour les sites de référence échantillonnés à l'aide des substrat artificiels (*Hester-Dendy*). La méthode du *Rapid Bioassessment* favorise, en général, les taxons EPT, les autres diptères et les coléoptères pour l'ensemble des sites et les mollusques pour les sites de référence (tableau 6). Donc, on retrouve un plus grand nombre de taxons pour la méthode du *Rapid Bioassessment*.

Les diatomées

Les communautés de diatomées permettent une discrimination des sites de référence et des sites perturbés (figure 11). Les sites de références étaient caractérisés par les espèces oligotrophes suivantes: *Achanthidium minutissima*, *Fragilaria capucina*, *Fragilaria ulna* et *Achnanthes rivulare*. Ces espèces étaient présentes et abondantes dans tous les sites de référence. Les sites agricoles étaient caractérisés par les espèces eutrophes : *Nitzschia fonticola*, *Navicula capitatoradiata*, *Caloneis bacillum* et *Cyclotella meneghiniana*.

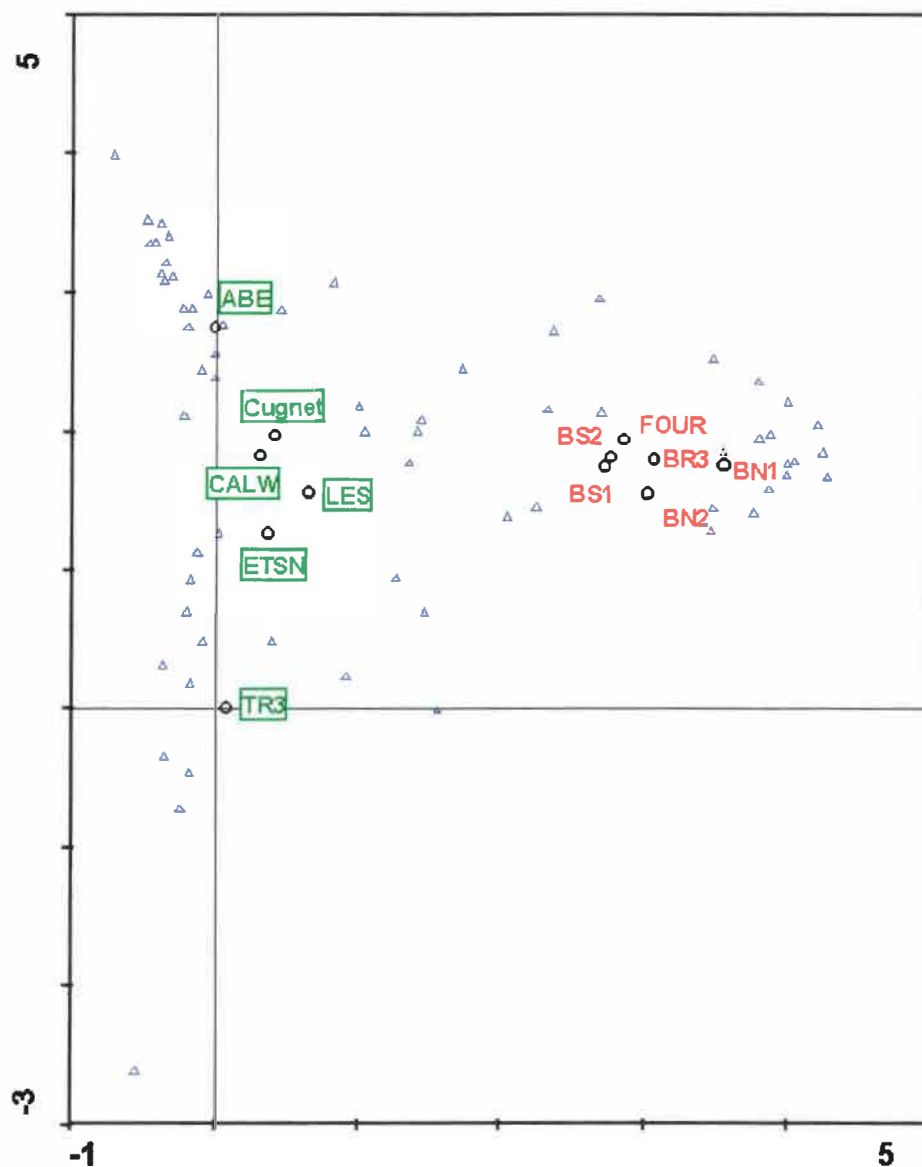


FIGURE 11: Analyse de correspondance redressée (DCA) des diatomées. Les sites de référence sont munis d'étiquettes avec un cadre et la position des taxons correspond aux triangles.

Nous savons que les diatomées, les invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment* et les invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*), auxquels on a soustrait les Chironomides, permettent de discriminer les sites de référence des sites perturbés. Cependant, une question demeure : *Quelle bioindicateur permet d'obtenir des communautés qui séparent le mieux les sites de référence et les sites perturbés ?* Pour répondre à cette question, nous avons mis en superposition les positions des sites pour les quatre analyses de correspondance redressée (*DCA*) ; Invertébrés (*Hester-Dendy*, *Hester-Dendy* moins les Chironomides et *Rapid Bioassessment*) et diatomées (figure 12 à 15).

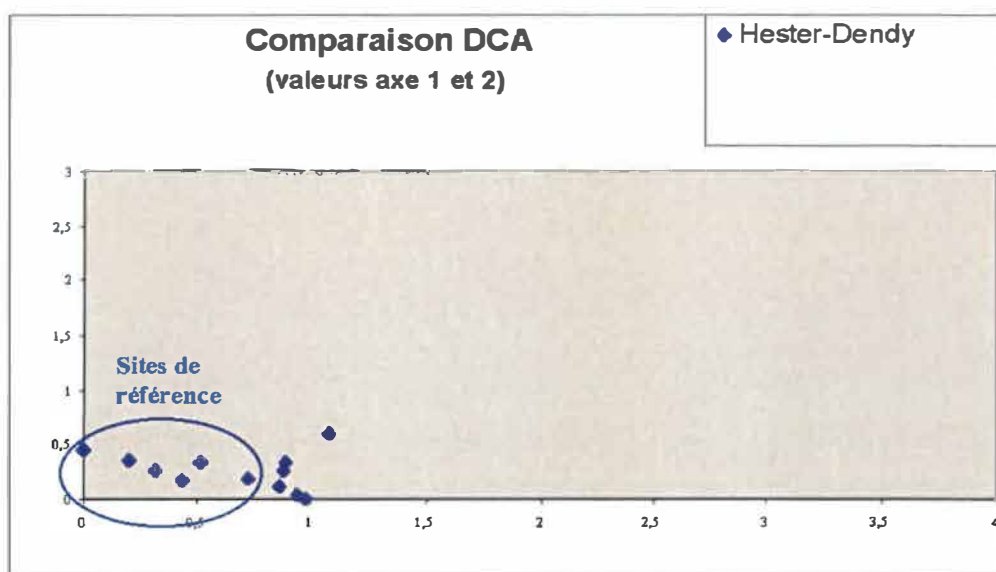


FIGURE 12: Analyse de correspondance redressée (*DCA*) des invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*).

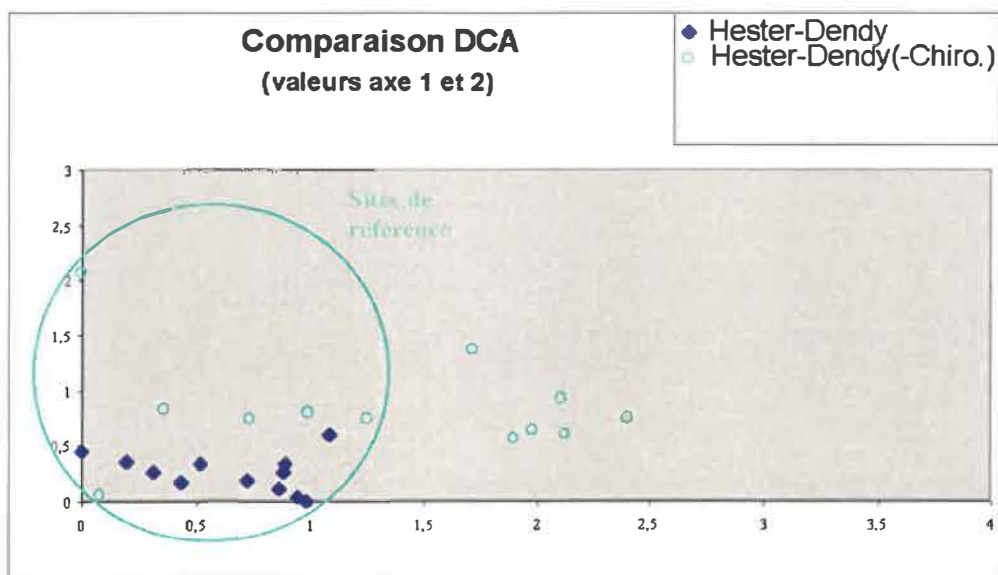


FIGURE 13: Analyse de correspondance redressée (DCA) des invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*), moins les Chironomides.

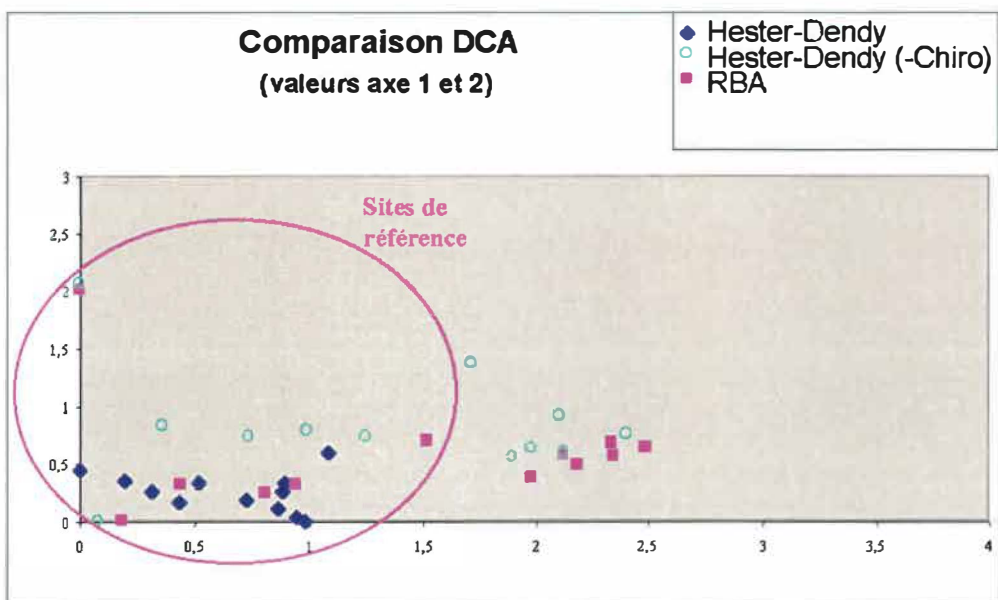


FIGURE 14 : Analyse de correspondance redressée (DCA) des invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment (RBP)*.

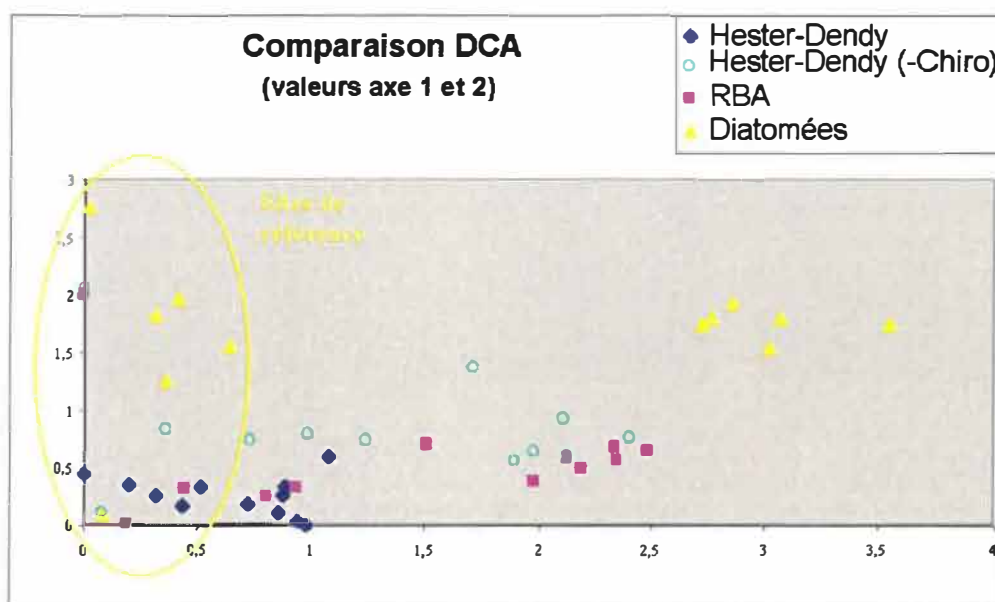


FIGURE 15 : Analyse de correspondance redressée (DCA) des diatomées.

Dans l'ordre, les diatomées permettent une meilleure discrimination des sites de référence et des sites perturbés, suivies des invertébrés échantillonnés à l'aide du *Rapid Bioassessment*. Concernant les invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*), il faut éliminer les Chironomides pour obtenir une discrimination des deux types de sites.

3.1.2 Question 2 : Est-ce que les communautés biologiques (invertébrés et diatomées) sont influencées par les conditions environnementales du milieu?

Pour répondre à cette question nous avons réalisé une analyse de concordance des positions (PROTEST) des sites obtenus au préalable à l'aide d'une analyse en composante principale (ACP), qui résume les variables environnementales (physico-chimie et habitat) et à l'aide des analyses de correspondance redressée (*DCA*) qui résument les communautés biologiques. Les résultats du PROTEST sont présentés au tableau 7. Quelques précisions quant aux éléments du tableau sont nécessaires. En colonne, nous retrouvons les matrices provenant des *DCA* (valeurs axes 1 et 2) des bioindicateurs; en rangée nous retrouvons les valeurs provenant des différentes ACP (valeurs axes 1 et 2) pour lesquelles nous avons comparé les matrices *DCA*. Les différentes ACP réalisées concernent (en rang) : la physico-chimie, les variables d'habitat et les variables environnementales qui correspond à la mise en commun des variables physico-chimiques et d'habitat. Il faut mentionner que pour les invertébrés, les variables d'habitat ont été récoltées sur le terrain à l'aide de deux fiches de caractérisation différentes, chacune correspondant à sa méthode d'échantillonnage des invertébrés (*Hester-Dendy*, H-D et *Rapid Bioassessment*, *RBP*).

TABLEAU 7
Comparaison de la position des sites des ACP et des *DCA* à l'aide des PROTEST, invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels Hester-Dendy (H-D), du *Rapid Bioassessment* (RBP) et diatomées.

ACP	Invertébrés benthiques		Diatomées
	DCA <i>Hester-Dendy</i>	DCA <i>RBA</i>	DCA
Physico-chimie	0.6214 ($p = 0.0123$)	0.4767 ($p = 0.0030$)	0.3381 ($p = 0.0003$)
H-D var. environnement	0.6325 ($p = 0.0196$)	0.6185 ($p = 0.0126$)	0.5434 ($p = 0.0028$)
H-D habitat	0.4407 ($p = 0.0003$)	0.7121 ($p = 0.0647$)	0.6871 ($p = 0.0490$)
RBA var. environnement	0.5225 ($p = 0.0032$)	0.5377 ($p = 0.0031$)	0.5326 ($p = 0.0027$)
RBA habitat	0.6408 ($p = 0.0191$)	0.4713 ($p = 0.0008$)	0.5640 ($p = 0.0043$)

En gras = $m \geq 12$ Parenthèse = *Probability of Rejection* (p)

Les variables d'habitat sont celles qui concordent le mieux avec les communautés d'invertébrés. L'ACP réalisé à l'aide de la fiche d'habitat, qui fait partie du protocole *Hester-Dendy*, est celle dont les positions des sites concordent le mieux avec les positions des sites pour la *DCA Hester-Dendy*, $m12$ de 0,4407 ($p = 0,0003$). L'ACP réalisé à l'aide de la fiche d'habitat, qui fait partie du protocole *Rapid Bioassessment (RBP)*, est celle dont les positions des sites concordent le mieux avec les positions des sites de la *DCA Rapid Bioassessment (RBP)*, $m12$ de 0,4713 ($p = 0,0008$), suivi de près par la l'ACP réalisé à l'aide des variables physico-chimiques, $m12$ de 0,4767 ($p = 0,0030$). Pour les diatomées, les positions des sites de l'ACP réalisé à l'aide des variables physico-chimiques concordent davantage avec les positions des sites de la *DCA diatomées*, $m12$ de 0,3381 ($p = 0,0003$). Les invertébrés sont donc influencés par les variables d'habitat et les diatomées sont particulièrement influencées par la physico-chimie de l'eau.

3.1.3 Question 3 : Quelles sont les variables environnementales qui influencent le plus les communautés biologiques?

Nous avons utilisé une analyse canonique de correspondance (ACC) de façon à vérifier quelles sont les variables environnementales qui expliquent le plus la variabilité de la composition des communautés benthiques pour nos deux types de stations (de référence et agricoles).

Les invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels de type Hester-Dendy

L'ACC démontre que l'alcalinité et le type de courant (régulier, REG et rapide, eau vive, VIVRAP) expliquent significativement la variabilité des communautés benthiques pour cette méthode d'échantillonnage (figure 16). De façon à vérifier l'importance des variables environnementales significatives dans l'explication de la variance des taxons, le ratio du *Cumulative percentage variance of species data* de l'ACC sur la *DCA* a été calculé : $33,7 / 34,8 = 0,7$. Donc, l'alcalinité et le type de

courant expliquent une large part de la variance des taxons d'invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des substrats artificiels de type *Hester-Dendy* pour le premier axe, qui traduit les perturbations. Par contre, si on élimine l'alcalinité de l'analyse, le phosphore total dissous devient une variable environnementale significative expliquant la variabilité des communautés. Ce résultat est fidèle aux résultats attendus car l'alcalinité et le phosphore ont un coefficient de corrélation de 0,95.

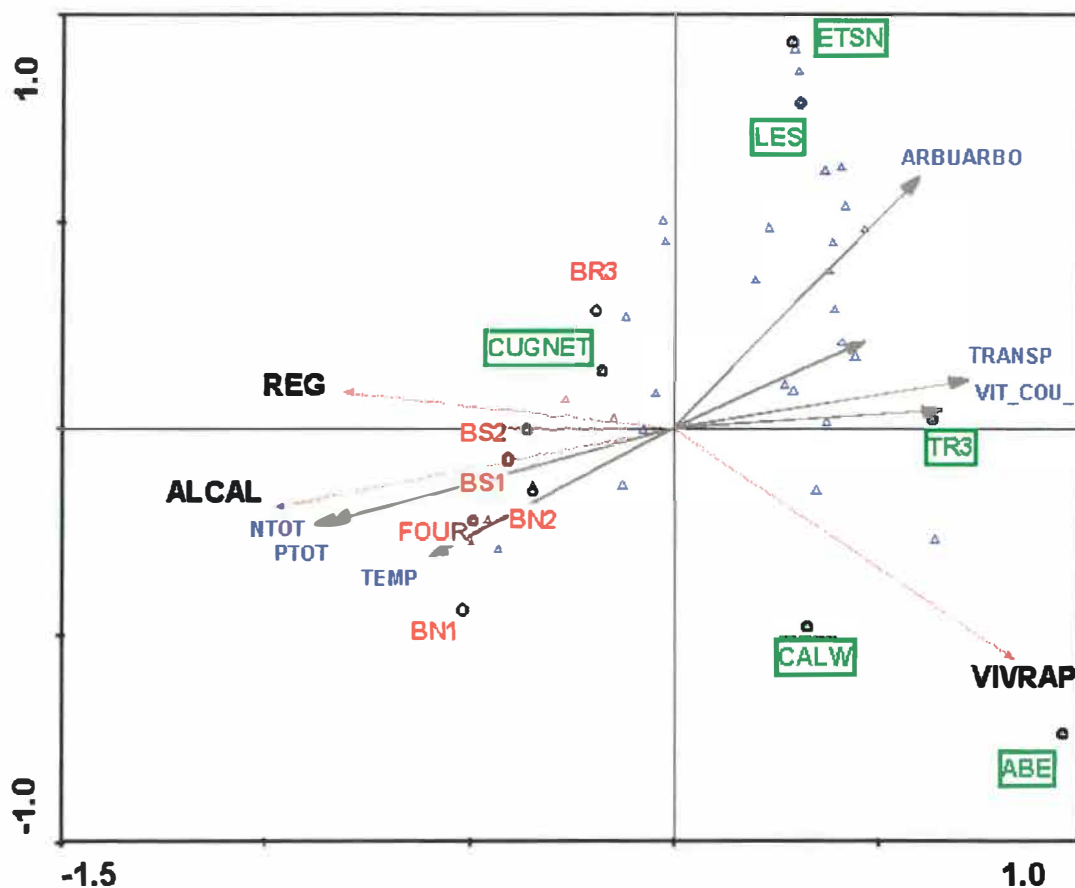


FIGURE 16 : Analyse Canonique de Correspondance (ACC) réalisée à partir des taxons d'invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) (triangles) et des variables environnementales significatives sélectionnées par le test de *Monte Carlo* (flèches rouges et caractères en noirs gras) et les variables passives non significatives (flèches noires et petits caractères en bleu).

Le site de référence « Cugnet » se situe avec les sites perturbés dans l'ACC. Des valeurs exceptionnellement élevées pour les variables tels l'azote (N-tot), le phosphore (P-tot) et l'alcalinité ont été enregistrées. Ces valeurs, pour le site « Cugnet », sont comparables aux valeurs obtenues pour les sites agricoles. De plus, comme on l'a vu dans la *DCA*, les communautés d'invertébrés du site « Cugnet » s'apparentent aux deux types de sites.

Les invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du Rapid Bioassessment (RBP)

L'ACC, pour cette méthode d'échantillonnage des invertébrés, indique que seule l'alcalinité explique significativement la variabilité des communautés d'invertébrés benthiques (figure 17). On peut voir sur cette figure que l'alcalinité est corrélée avec les variables responsables de la pollution diffuse en milieu agricole (Phosphore total et azote total). Pour vérifier l'importance des variables environnementales significatives dans l'explication de la variance des taxons, le ratio du *Cumulative percentage variance of species data* de l'ACC sur la *DCA* a été calculé : $34,8 / 37,3 = 0,93$. Ainsi, l'alcalinité explique aussi une large part de la variance des taxons d'invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment*. Le site de référence « Cugnet » est situé avec les sites perturbés et ce, pour les mêmes raisons vues précédemment (figure 17).

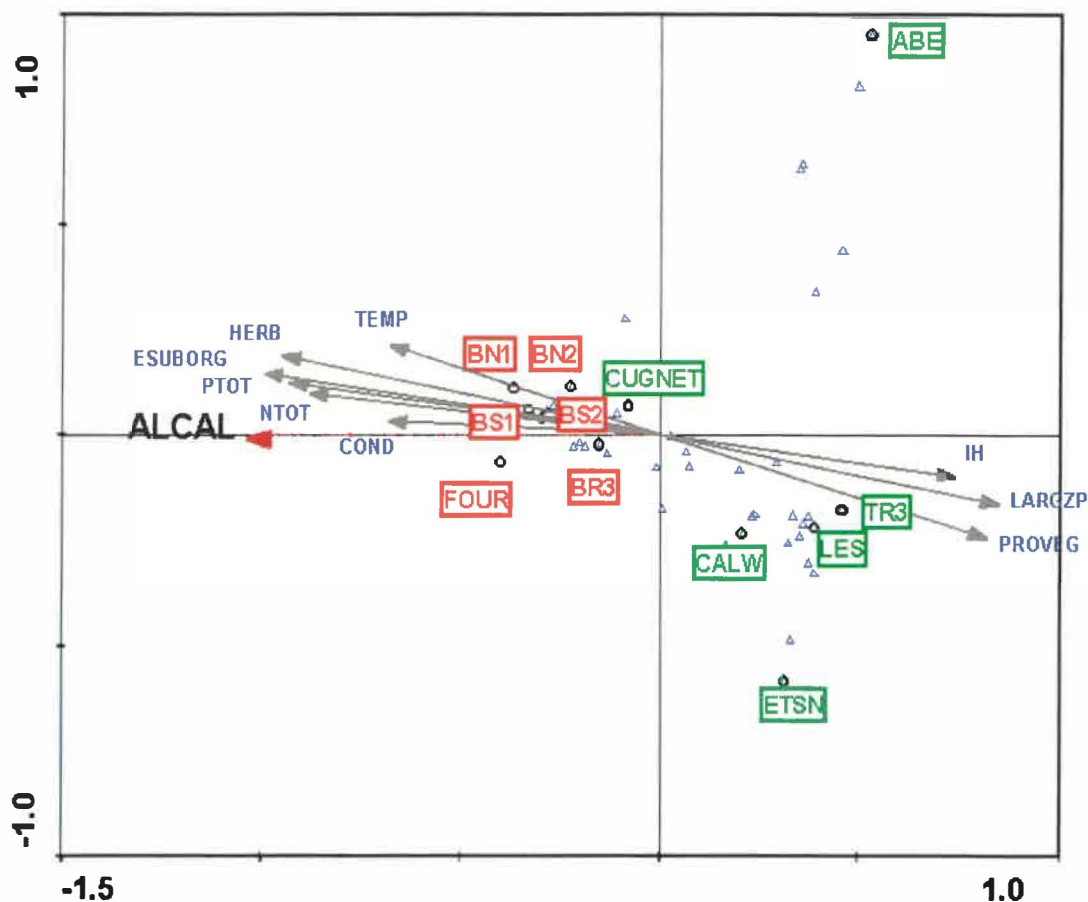


FIGURE 17 : Analyse Canonique de Correspondance (ACC) réalisée à partir des taxons d'invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapide Bioassessment* (triangles) et des variables environnementales significatives sélectionnées par le test de *Monte Carlo* (Flèches rouges et caractères en noir gras) et les variables passives non significatives (flèches noires et petits caractères en bleu).

Les diatomées

L'ACC réalisée à partir des diatomées révèle que le phosphore, la conductivité et le type de courant rapide, eau vive (VIVRAP) explique significativement la variabilité des communautés de diatomées. Le ratio du *Cumulative percentage variance of species data* de l'ACC sur la DCA a été calculé : $27,8 / 28,3 = 0,98$. Ainsi, la conductivité, le phosphore total et le type de courant expliquent une large part de la variance des taxons de diatomées. Le site de référence « Cugnet » se situe avec les autres sites de référence, car il est composé d'une communauté de diatomées de référence, comme on peut le voir dans la DCA (figure 18).

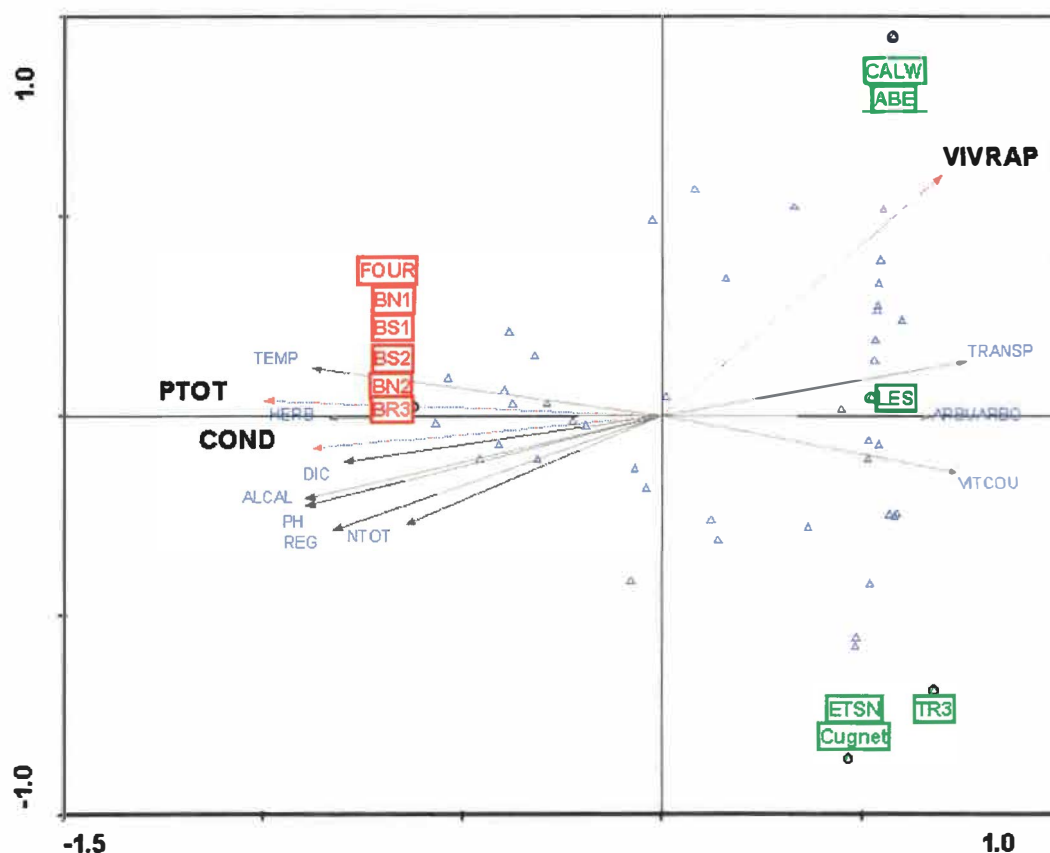


FIGURE 18 : Analyse Canonique de Correspondance (ACC) réalisée à partir des taxons de diatomées (triangles) et des variables environnementales significatives sélectionnées par le test de *Monte Carlo* (Flèches rouges et caractères en noir gras) et les variables passives non significatives (flèches noires et petits caractères en bleu).

En résumé, les communautés d'invertébrés échantillonnées à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) sont influencées par l'alcalinité, le type de courant régulier (REG) et le type de courant rapide, eau vive (VIVRAP). Les communautés d'invertébrés échantillonnées à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment* sont influencées par l'alcalinité. Les communautés de diatomées sont influencées par le phosphore total (P-tot), la conductivité (COND) et le type de courant rapide, eau vive (VIVRAP).

3.1.4 Question 4 : *Est-ce que les communautés de diatomées et d'invertébrés benthiques fournissent la même réponse quant à la position des sites sur un gradient de perturbation?*

À l'aide du test de concordance PROTEST, nous avons comparé la position des sites des analyses de correspondance redressées (*DCA*) pour les trois bioindicateurs. La meilleure concordance des sites obtenue concerne les diatomées et les invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment*. La probabilité de rejet ($p = 0,0003$), obtenue à l'aide du test des permutations aléatoires, nous indique que seulement 3 permutations sur 10 000 avaient de meilleures concordances que la concordance réelle (tableau 8).

TABLEAU 8
Comparaison de la position des sites des *DCA* des invertébrés échantillonnés avec les substrats artificiels *Hester-Dendy* (H-D), du *Rapid Bioassessment* (RBP) et des diatomées à l'aide des PROTEST.

	Hester-Dendy	RBA
RBA	0.2986 ($p = 0,0002$)	
Diatomées	0.4474 ($p = 0,0022$)	0.1855 ($p = 0,0003$)

En gras = m12

Paranthèse = *Probability of Rejection* (p)

Une concordance significative a aussi été obtenue avec les communautés d'invertébrés échantillonnés avec les substrats artificiels (*Hester-Dendy*) et les

communautés d'invertébrés échantillonnés à l'aide du *Rapid Bioassessment*. Une plus faible concordance, toutefois significative, a été obtenue entre les communautés de diatomées et les communautés d'invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) (tableau 8).

3.2 L'APPROCHE DES MÉTRIQUES ET INDICES

3.2.1 Question 5 : *Quels indices sont les plus performants à l'égard de leur sensibilité et de leur efficacité à discriminer les sites de référence des sites perturbés?*

Pour évaluer la performance des indices, nous avons d'abord utilisé le calcul du *Discriminant Efficiency*, *DE* (Tetra Tech, 2000) qui s'exprime en pourcentage. Plus le pourcentage du *DE* est élevé, plus l'indice est efficace pour discriminer les sites de référence des sites perturbés. Ensuite, nous avons calculé la sensibilité (Barbour *et al.*, 1999). Plus la valeur de sensibilité est élevée, plus l'indice est efficace pour discriminer les sites de référence des sites perturbés.

Les invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels de type Hester-Dendy

Les indices de diversité ayant un *Discriminant Efficiency* (*DE*) de 100 % et une valeur élevée de sensibilité sont par ordre d'importance : l'abondance au sein des familles EPT (EPT, abondance), l'indice Shannon-Weiner, le nombre de famille EPT (EPT) et la richesse taxonomique. L'indice de dominance a un *DE* de 83 %, ce qui indique qu'il y a chevauchement entre les valeurs de l'indice pour les sites de référence et les sites perturbés (tableau 9).

TABLEAU 9
Valeurs du *Discriminant Efficiency* (DE) et de la Sensibilité
pour les indices biologiques calculés à partir des
communautés d'invertébrés benthiques échantillonnées à
l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*).

Indices invertébrés (H-D)	DE (%)	Sensibilité
Diversité		
Shannon Wiener	100	3,09
Richesse taxonomique	100	2,00
Dominance	83	2,15
EPT	100	2,13
EPT (abondance)	100	4,40
Composition des communautés		
% EPT	83	3,30
% EPT (abondance)	100	4,40
% Insectes	17	0,89
% Insectes non-diptères	100	4,35
Tolérance à la pollution		
EPT / Chironomides	100	2,97
FBI (Hilsenhoff)	100	3,68
Nbr de taxons intolérants	100	2,80
% Tolérants	100	4,21
BMWP	100	2,71
ASPT	100	7,71
Multimétriques		
SCI_1 (volontaire)	100	3,52
SCI_2 (volontaire)	100	4,80
IBI (volontaire)	100	4,74
SCI_Pro (professionnel)	100	4,47

Les indices de composition des communautés ayant un *DE* de 100 % sont le % EPT et le % d'insectes non-diptères. Ces deux indices ont également les valeurs de sensibilité les plus élevées pour ce groupe d'indices. Il y a chevauchement des valeurs des indices entre les sites de référence et les sites perturbés pour le % EPT et le % d'insectes (tableau 9). Tous les indices de tolérance à la pollution ont un *DE* de 100 %. Les indices ayant les valeurs de sensibilité les plus élevées sont dans l'ordre : l'ASPT, le % d'organismes tolérants (% tolérants), le FBI (Hilsenhoff), le ratio EPT/Chironomides, le nombre de taxons intolérants et le BMWP (tableau 9). Les indices multimétriques ont tous un *DE* de 100 %. Les indices multimétriques ayant

une meilleure sensibilité sont : l'indice SCI 2, l'IBI, tous deux des indices volontaires, suivi du SCI Pro (professionnel) et le SCI 1 (tableau 9).

Si l'on ne tient pas compte des catégories, les indices les plus performants à l'égard de leur sensibilité et de leur efficacité à discriminer les sites de référence des sites perturbés sont l'indice de tolérance à la pollution ASPT, suivi de deux indices multimétriques, le SCI 2 (volontaire) et l'IBI (volontaire).

Les invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du Rapid Bioassessment (RBP)

Quatre indices de diversité sur cinq ont un *DE* de 100 %. De ces quatre indices, ceux qui ont les valeurs de sensibilité les plus élevés sont la Richesse Taxonomique, le nombre de famille EPT (EPT), l'indice Shannon-Weiner et la dominance (tableau 10). L'abondance EPT a des valeurs qui se chevauchent entre les sites de référence et les sites perturbés malgré que cet indice ait une valeur de sensibilité élevée.

TABLEAU 10
Valeurs du *Discriminant Efficiency* (DE) et de la Sensibilité
pour les indices biologiques calculés à partir des
communautés d'invertébrés benthiques échantillonnés à
l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment*.

Indices invertébrés (RBA)	DE (%)	Sensibilité
Diversité		
Shannon Wiener	100	3,46
Richesse taxonomique	100	4,07
Dominance	100	2,91
EPT	100	3,83
EPT (abondance)	83	3,76
Composition des communautés		
% EPT	100	4,97
% EPT (abondance)	83	3,79
% Insectes	17	1,02
% Insectes non-diptères	100	4,59
Tolérance à la pollution		
EPT / Chironomides	100	0,90
FBI (Hilsenhoff)	100	5,91
Nbr de taxons intolérants	100	4,78
% Tolérants	100	5,26
BMWP	100	4,07
ASPT	100	4,18
Multimétriques		
SCI_1 (volontaire)	100	14,58
SCI_2 (volontaire)	100	9,37
IBI (volontaire)	100	11,15
SCI_Pro (professionnel)	100	8,2

Si l'on ne tient pas compte des catégories, les indices les plus performants à l'égard de leur sensibilité et de leur efficacité à discriminer les sites de référence des sites perturbés sont l'indice SCI_1, suivi de l'indice IBI et de l'indice SCI_2. Ces trois indices sont des indices multimétriques volontaires.

Si l'on considère les deux méthodes d'échantillonnage (*Hester-Dendy* et *Rapid Bioassessment*) et l'ensemble des catégories, les indices les plus performants à l'égard de leur sensibilité et de leur efficacité à discriminer les sites de référence des sites perturbés sont le SCI_2 et l'IBI. Ces deux indices sont multimétriques

volontaires et ont en commun d'être parmi les trois indices invertébrés les plus performants pour chacune des méthodes d'échantillonnage des invertébrés benthiques.

Les diatomées

Les quatre indices basés sur les communautés de diatomées ont un *DE* de 100 %. Les indices diatomées qui ont une meilleure sensibilité sont par ordre d'importance : l'IPS, l'IDEC, l'IBD et le TDI (tableau 11).

TABLEAU 11
Valeurs du *Discriminant Efficiency* (DE) et de la Sensibilité
pour les indices biologiques calculés à partir des communautés
de diatomées.

Indices Diatomées	DE (%)	Sensibilité
IDEC -GEN	100	4,06
IPS	100	5,08
TDI	100	3,38
IBD	100	3,60

3.2.2 Question 6 : Quels sont les indices les mieux corrélés avec les gradients environnementaux et la structure des communautés?

Pour évaluer l'efficacité des indices à résumer les gradients environnementaux, nous avons réalisé une analyse de corrélation avec les valeurs des différents indices et les valeurs de position des sites du premier axe de l'analyse en composante principale (ACP) réalisée à partir des données environnementales. L'axe 1 dans ce cas-ci résume les perturbations de nature anthropique (figure 7). Une analyse de corrélation a aussi été réalisée à partir des valeurs des indices et les valeurs de position des sites du premier axe de l'analyse de correspondance redressée (*DCA*) pour vérifier si les indices reflétaient bien les communautés biologiques.

Les invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels de type Hester-Dendy

Les trois indices qui sont le plus influencés par les variables environnementales et qui représentent le mieux les communautés d'invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) sont dans l'ordre: le SCI_1, l'ASPT ainsi que l'IBI et le SCI_pro qui sont ex æquo (tableau 12). Tous, sauf l'ASPT, sont multimétriques.

TABLEAU 12
Coefficients de corrélation obtenus pour les indices calculés à partir des communautés d'invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) et des valeurs de position de l'analyse en composante principale (PCA) et des valeurs de position de l'analyse de correspondance redressée (DCA).

Indices invertébrés (H-D)	Corrélation	
	PCA var env	DCA
Diversité		
Shannon Wiener	-0,85	-0,89
Richesse taxonomique	-0,80	-0,78
Dominance	0,18	0,40
EPT	-0,87	-0,90
EPT (abondance)	-0,83	-0,80
Composition des communautés		
% EPT	-0,67	-0,75
% EPT (abondance)	-0,83	-0,80
% Insectes	-0,41	-0,49
% Insectes non-diptères	-0,84	-0,80
Tolérance à la pollution		
EPT / Chironomides	-0,83	-0,79
FBI (Hilsenhoff)	0,89	0,87
Nbr de taxons intolérants	-0,87	-0,82
% Tolérants	0,87	0,85
BMWP	-0,86	-0,91
ASPT	-0,92	-0,93
Multimétriques		
SCI_1 (volontaire)	-0,90	-0,94
SCI_2 (volontaire)	-0,92	-0,91
IBI (volontaire)	-0,93	-0,91
SCI_Pro (professionnel)	-0,93	-0,91

Les invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du Rapid Bioassessment (RBP)

Les trois indices qui sont le plus influencés par les variables environnementales et qui représentent le mieux les communautés d'invertébrés échantillonnés à l'aide du *Rapid Bioassessment* sont dans l'ordre: l'indice de tolérance à la pollution FBI, ex æquo avec l'indice multimétrique volontaire SCI_1, l'indice multimétrique volontaire IBI, ex æquo avec l'indice multimétrique professionnel SCI_pro et l'indice de tolérance à la pollution «Nombre de taxons intolérants à la pollution» (tableau 13).

Si l'on ne tient pas compte des méthodes d'échantillonnage, *Hester-Dendy* et *Rapid Bioassessment*, et des catégories, les indices qui sont le plus influencés par les variables environnementales et qui représentent le mieux les communautés d'invertébrés sont : l'indice SCI_1, l'IBI, tous deux multimétriques volontaires, et le SCI_pro, indice multimétrique professionnel. Ces trois indices sont multimétriques.

TABLEAU 13
Coefficients de corrélation obtenus pour les indices
calculés à partir des communautés d'invertébrés
échantillonnés à l'aide du Rapid Bioassessment et des
valeurs de position de l'analyse en composante principale
(PCA) et des valeurs de position de l'analyse de
correspondance redressée (DCA).

Indices invertébrés (RBA)	Corrélation	
Diversité	PCA var env	DCA
Shannon Wiener	-0,80	-0,86
Richesse taxonomique	-0,82	-0,91
Dominance	0,73	0,78
EPT	-0,85	-0,95
EPT (abondance)	-0,80	-0,89
Composition des communautés		
% EPT	-0,78	-0,91
% EPT (abondance)	-0,80	-0,89
% Insectes	-0,54	-0,57
% Insectes non-diptères	-0,78	-0,89
Tolérance à la pollution		
EPT / Chironomides	-0,57	-0,59
FBI (Hilsenhoff)	0,90	0,98
Nbr de taxons intolérants	-0,89	-0,93
% Tolérants	0,82	0,91
BMWP	-0,86	-0,94
ASPT	-0,85	-0,94
Multimétriques		
SCI_1 (volontaire)	-0,90	-0,98
SCI_2 (volontaire)	-0,87	-0,96
IBI (volontaire)	-0,89	-0,96
SCI_Pro (professionnel)	-0,89	-0,96

Les diatomées

Les indices calculés à partir des communautés de diatomées qui sont le plus influencés par les variables environnementales et qui représentent le mieux les communautés de diatomées, sont dans l'ordre l'IDEC, le TDI, l'IBD et l'IPS (tableau 14).

TABLEAU 14
Coefficients de corrélation obtenus pour les indices
calculés à partir des communautés diatomées et des valeurs
de position de l'analyse en composante principale (PCA) et
des valeurs de position de l'analyse de correspondance
redressée (DCA).

Indices Diatomées	Corrélation	
	PCA var env	DCA
IDEC -GEN	0,88	0,97
IPS	-0,84	-0,83
TDI	0,87	0,90
IBD	-0,85	-0,83

3.2.3 L'indice basé sur les communautés d'invertébrés le plus performant

Si l'on fait abstraction des catégories d'indices et des méthodes d'échantillonnage, *Hester-Dendy* et *Rapid Bioassessment*, et si l'on compare la performance des indices évaluée à partir du *DE*, de la sensibilité, de la capacité à résumer les communautés d'invertébrés et de la capacité à résumer les conditions environnementales, un indice prédomine, à savoir l'indice multimétrique volontaire IBI.

3.2.4 L'indice basé sur les communautés de diatomées le plus performant

En comparant la performance des indices évaluée à partir du *DE*, de la sensibilité, de la capacité à résumer les communautés de diatomées et de la capacité à résumer les conditions environnementales, l'IDEC semble être le plus adéquat. L'IDEC est le plus performant quant à sa capacité à résumer les communautés de diatomées et de la capacité à résumer les conditions environnementales. L'IDEC est en deuxième position, après l'IPS, concernant la performance des indices diatomées évaluée à partir du *DE* et de la sensibilité.

CHAPITRE IV

DISCUSSION

L'objectif du biomonitoring est de détecter les perturbations qui agissent sur les communautés aquatiques. Ces perturbations agissent d'abord sur la physico-chimie de l'eau et sur l'habitat des cours d'eau. Cependant, les mesures de ces variables, à partir des techniques d'analyse conventionnelles (analyses physico-chimiques), fournissent une image ponctuelle des perturbations qui ont lieu dans les cours d'eau québécois. À l'inverse, avec l'analyse des communautés biologiques (aquatiques), il est possible de déceler les perturbations physico-chimiques ou d'habitat qui affectent l'écosystème ou une partie de celui-ci sur une plus longue période de temps. Le biomonitoring fournit une image plus stable des perturbations qui affectent l'état de santé d'un cours d'eau. Toutefois, pour que l'utilisation des bioindicateurs soit valide, il faut connaître les relations unissant les différentes communautés biologiques et les variables responsables des perturbations.

4.1 VARIABLES RESPONSABLES DES PERTURBATIONS AGRICOLES

L'ACP basée sur les variables physico-chimiques et d'habitat permet la séparation des sites en deux groupes distincts. Le premier groupe consiste en des conditions de référence où les variables physico-chimiques responsables des perturbations, telles les nutriments, ont de faibles concentrations et où les variables d'habitat sont représentatives de milieux non-perturbés, tel un couvert forestier élevé, des rives composées d'arbres et d'arbustes et un courant de type rapide eau vive. Le deuxième groupe est caractérisé par des perturbations de type agricole. Les valeurs des variables physico-chimiques sont élevées, les nutriments (le phosphore (P-TOT), l'azote (N-TOT) et la conductivité (COND)) présentent la variance la plus élevée pour ce type de variables. Il est admis que les concentrations d'azote et de phosphore sont plus importantes dans les cours d'eau agricoles et urbains que forestiers (Chessman *et al.*,

1992). Les variables d'habitat sont représentatives des sites altérés par les activités agricoles ; rives composées principalement d'herbacées (HERB), érosion des rives élevées (ERORIVE), le type de courant plus lent, pour les sites agricoles, résultant de la morphologie des bassins versants des cours d'eau situés dans les basses-terres du Saint-Laurent. C'est à partir de cette classification (sites de référence et sites perturbés en milieu agricole) que nous avons vérifié si les communautés biologiques (invertébrés et diatomées benthiques) permettent de discriminer les deux groupes de sites (référence ou agricoles).

4.2 LES COMMUNAUTÉS BIOLOGIQUES REPRÉSENTATIVES DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES DU MILIEU

La superposition des analyses de correspondance (*DCA*) nous a permis de voir que les communautés d'invertébrés échantillonnées à l'aide du protocole *Rapid Bioassessment* (*RBP*) et les communautés de diatomées permettent de discriminer les sites de référence des sites perturbés. Cependant, les communautés d'invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) ne permettent pas de discriminer les deux groupes de sites. La méthode d'échantillonnage des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) favorise la colonisation des Chironomides pour les deux groupes de sites confondus. En effet, les Chironomides dominent largement les substrats artificiels; ils représentent plus de 50 % de la communauté échantillonnée pour les deux groupes de sites (référence et agricoles). On devrait surtout retrouver les Chironomides dans les milieux perturbés, car ils résistent bien à de faibles concentrations en oxygène des eaux (Reynoldson *et al.*, 1999). Par exemple, si on élimine les Chironomides des analyses, ce qui reste des communautés d'invertébrés dans les substrats artificiels (*Hester-Dendy*) permet de bien distinguer les sites de référence des sites perturbés. Les bioindicateurs qui permettent de mieux discriminer les sites de référence et les sites perturbés sont d'abord les communautés de diatomées suivies des communautés d'invertébrés échantillonnées à l'aide du protocole *RBP*.

Les résultats obtenus à l'aide du PROTEST, mesurant le degré de concordance entre les matrices d'espèces et de variables environnementales, nous ont permis de constater que les communautés d'invertébrés benthiques étaient davantage influencées par les variables d'habitat. Quant aux communautés de diatomées, elles étaient plus influencées par les variables physico-chimiques comme les nutriments. Les études comparant les diatomées et les invertébrés benthiques de Sonneman *et al.* (2001), Walsh *et al.* (2001), Triest *et al.* (2001) et Soininen et Könönen (2004) ont démontré que les diatomées étaient de meilleurs indicateurs de l'enrichissement en nutriments, alors que les invertébrés intégraient mieux les conditions générales du cours d'eau comme l'habitat.

4.2.1 Diatomées et physico-chimie de l'eau

Le test de Monte Carlo, réalisé à partir des analyses canoniques de correspondance (ACC) effectuées sur les communautés de diatomées et sur l'ensemble des variables environnementales (variables physico-chimiques et d'habitat), nous a permis de constater que le phosphore et la conductivité étaient les variables physico-chimiques qui influençaient significativement les communautés de diatomées. Soininen et Könönen (2004), dans le même genre d'étude sur des rivières en Finlande, arrivaient aux mêmes résultats. La distribution des espèces de diatomées était affectée par la conductivité et le phosphore. Potapova et Charles (2003) ont effectué une caractérisation de la distribution des diatomées à la grandeur des États-Unis en relation avec la conductivité ; ils ont montré que la variation des assemblages de diatomées était attribuée à la conductivité. Dans une autre région du globe, au Portugal, Almeida et Gil (2001) ont démontré que la conductivité était le facteur environnemental le plus significatif influençant la structure des communautés de diatomées. Au Canada, sur la rivière *Grand* en Ontario, la conductivité était le deuxième facteur après les nitrates, pour expliquer la variabilité des communautés de diatomées (Rott *et al.*, 1998). De leur côté, Triest *et al.* (2001) ont conclu que les producteurs primaires, tels les diatomées, étaient plus aptes à détecter l'enrichissement en nutriments, la distribution des diatomées étant principalement expliquée par le phosphore. Les nutriments, principalement l'azote et le phosphore, constituent un des facteurs les plus importants affectant la structure des communautés de

diatomées (Patrick, 1977; Kelly, 2003). En effet, l'azote et le phosphore sont les éléments les plus fréquemment limitant en eau douce (Chessman *et al.*, 1992). Parce qu'elles sont des producteurs primaires dans la chaîne alimentaire, les diatomées seront les premières à réagir à des charges excessives en nutriments. Une classification des diatomées basée sur la richesse en nutriments et inspirée du système saprobique permet de distinguer les espèces caractéristiques de milieux oligotrophes à eutrophes. Par exemple, plusieurs espèces de diatomées sont reconnues pour être oligotrophiques : elles préfèrent les eaux contenant de très faibles quantités de nitrates, d'azote ammoniacal et de phosphates. Cependant, d'autres espèces, eutrophiques et polysaprobiques, préféreront des conditions où les concentrations en nutriments sont élevées (Patrick, 1977 ; Horner *et al.*, 1990). Ainsi, on peut voir dans l'ACC que les valeurs élevées de phosphore et de conductivité caractérisent les sites situés en milieux agricoles où l'on retrouve des communautés de diatomées de milieux eutrophes. Nos résultats suggèrent que le phosphore et la conductivité soient des variables qui expliquent le plus la différence dans la composition des communautés entre les sites de référence et agricoles. Cependant, dans l'Est du Canada, Lavoie *et al.* 2006 ont constaté que le pH et la conductivité étaient les facteurs qui influençaient le plus les communautés de diatomées en milieu non perturbé et que les nutriments (azote, phosphore) influençaient davantage ces communautés en milieu perturbé.

4.2.2 Invertébrés benthiques et l'habitat

Nous avons remarqué à l'aide du PROTEST, que les communautés d'invertébrés étaient davantage influencées par les variables d'habitat. Nous savons que les variables qui influencent le plus les communautés d'invertébrés sont la nature du substrat et la vitesse du courant (Cummins, 1962). En effet, la composition matériel du lit du cours d'eau (granulométrie du substrat) joue un rôle fondamental pour les organismes aquatiques en définissant les types d'habitats disponibles (Passy *et al.* 2004). La disponibilité des interstices ou des niches influencera la variété et le nombre d'organismes trouvés. De manière optimale, le lit du cours d'eau sera dominé par des rochers, des galets et du gravier. Or, les impacts de l'agriculture sur la qualité de l'habitat des cours d'eau sont

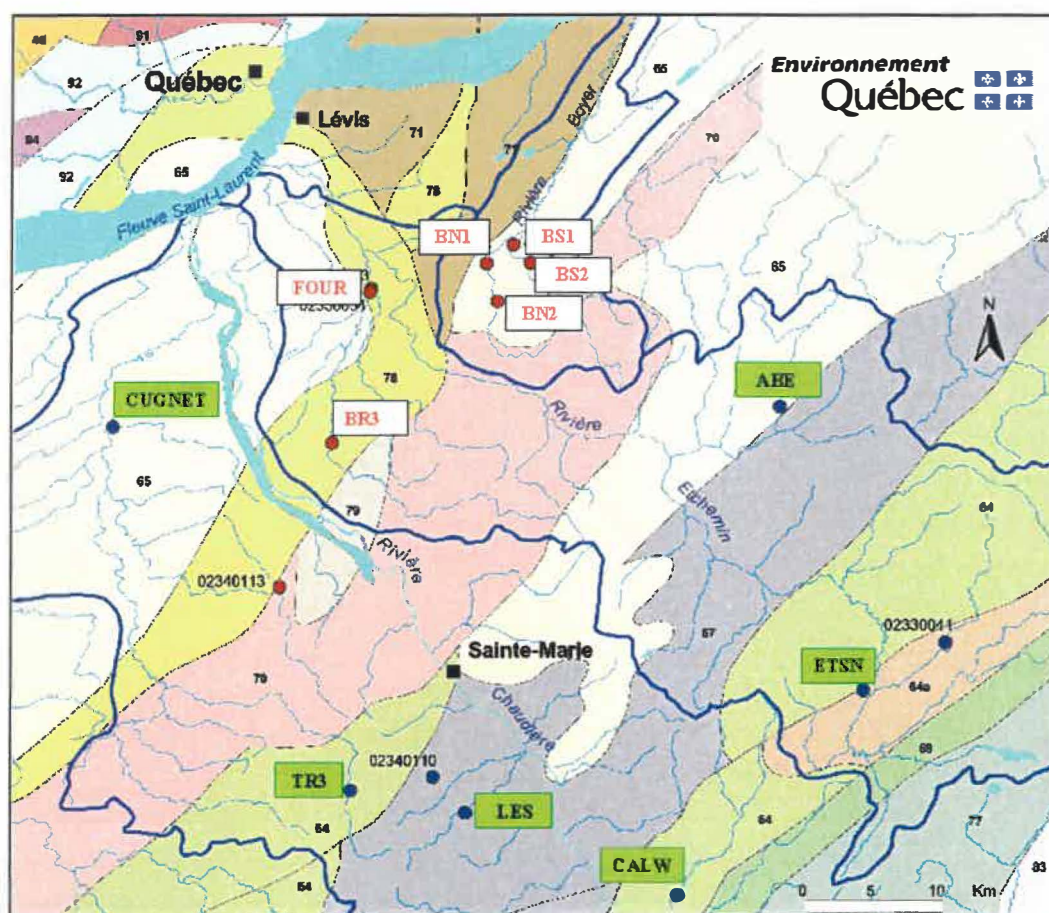
considérables. Par exemple, l'érosion des sols provoque l'augmentation des matières en suspension (MES). Ce phénomène a pour effet d'éliminer les refuges, utilisés par les invertébrés, par le colmatage occasionné par la sédimentation des MES. De plus, ce colmatage des interstices limite la quantité d'oxygène dissous, conduisant à la perte de diversité dans les communautés d'invertébrés (Nerbonne et Vondracek, 2001).

Les cours d'eau situés sur les territoires agricoles sont souvent caractérisés par l'absence de bandes riveraines. Cette absence de filtre naturel pour les intrants d'origines agricoles a aussi pour effet de provoquer l'augmentation de la lumière au cours d'eau, l'augmentation de la température et la diminution d'apports allochtones. L'augmentation de la température peut affecter certains invertébrés si les températures sont à l'extérieur de la courbe de tolérance de ces organismes pour des périodes de temps prolongées (Reynoldson *et al.*, 1999). Cette augmentation de la température a aussi comme effet de limiter la quantité d'oxygène dissous, car la solubilité de l'oxygène dans l'eau augmente dans les eaux plus fraîches (Wetzel, 2001). Un taux d'oxygène peu élevé peut créer des conditions défavorables pour plusieurs organismes et modifier la structure de la communauté. Sous des conditions d'oxygénation extrêmement faible, les organismes nécessitant des concentrations d'oxygène élevées (ex : Ephemeroptera, Plecoptera) émigreront ou mourront, faisant place à d'autres organismes plus tolérants (*Chironomidae*, *Turbificidae*) (Reynoldson *et al.*, 1999).

Tous ces facteurs peuvent provoquer une diminution de la diversité des espèces d'invertébrés benthiques habitants les cours d'eau perturbés (Allan *et al.*, 1997 ; Bis *et al.*, 2000), par l'élimination des organismes les moins tolérants et l'expansion et la prédominance des espèces généralistes tolérantes (Delong et Brusven, 1998). Ainsi, à la lumière de nos résultats, les invertébrés benthiques ont des communautés différentes pour les sites de référence et les sites situés en milieu agricole.

4.2.3 L'alcalinité et les invertébrés benthiques

Le test de Monte Carlo, réalisé à partir des analyses canoniques de correspondance (ACC) effectuées sur les communautés d'invertébrés benthiques (avec les deux méthodes d'échantillonnage; *Hester-Dendy* et *Rapid Bioassessment*) et sur l'ensemble des variables environnementales (variables physico-chimiques et d'habitat), nous a permis de voir que l'alcalinité était la variable qui expliquait significativement la différence des communautés d'invertébrés benthiques entre les sites de référence et les sites agricoles. Les communautés d'invertébrés des sites agricoles sont affectées par des valeurs d'alcalinité nettement plus élevées que les communautés d'invertébrés échantillonnées aux sites de référence. Après avoir vérifié que la géologie n'était pas responsable de ces différences pour les valeurs d'alcalinité entre les sites de référence et agricoles, nous avons conclu que cette augmentation de l'alcalinité était plutôt reliée aux activités anthropiques. En effet, tous les sites agricoles ont des valeurs d'alcalinité particulièrement élevées et ce, malgré que ces sites ne soient pas tous situés sur le même type de formation géologique. Les sites agricoles se retrouvent sur des formations géologiques aussi variées que les schistes à blocs, grès (mudrock, conglomérat et calcaire), mudrock (ardoise verte et rouge, grès, calcaire et basalte) (figure 19).



BENTHOS ÉTÉ 2003

STATION D'ÉCHANTILLONNAGE

- agricole
- témoin

GÉOLOGIE

Plate-forme du Saint-Laurent

61 Calcaire et shale (Groupe de Trenton); dolomite, calcaire et grès (Groupe de Black River); calcaire, shale et grès (Groupe de Chazy)

64 Calcaire, shale et grès (groupes de Lorraine et de Joliet)

92 Shale, ardoise, dolomite, mudstone, siltstone dolomitique et mudstone calcaireux (Groupe de Sainte-Rosalie)

Province des Appalaches

70 Ardoise, calcaire, siltstone, mudstone, grès, conglomérat et roches pyroclastiques (Groupe de Starbridge; formations de Bourmet, de Bulstrode et de Malboume)

77 Ardoise, grès, mudrock et roches volcanoclastiques (Groupe de Megarg)

66a Basalte (Groupe de Caldwell)

65 Blocs et copeaux de grès, de roches volcaniques, de granite, de gabbro et de serpentinite (mélanges de Saint-Daniel et de Chesham)

67 Grès quartziteux, mudrock, quartzite et ardoise (Groupe de Rosaire)

64 Grès, conglomérat, ardoise, dolomite et phyllade (groupes de Oak Hill et de Caldwell); schiste, phyllade rouge, grès vert et shale vert (Schistes de Bennett)

70 Grès, mudrock, conglomérat et calcaire (groupes de Trois-Pisoles et de Phillipsburg; formations de Romieu, de Rivière-Ouelle, de Corner at the Beach, de Murphy Creek, de Tourville et de Saint-Hodémond)

65 Mudrock, ardoise vari et rouge, grès, calcaire et basalte (groupes de Saint-Roch, de Silky, de Shafford et de Trinité; formations d'Isle-aux-Canards et de Saint-Barnabé-sur-mer)

71 Mudstone, conglomérat, shale, grès glauconieux, calcaire et siltstone (Groupe de l'Île d'Orléans; formations de Lauzon et de Lévis)

78 Schiste à blocs (olistostromes de Drummondville, de la rivière Etchemin et de la Citadelle)

63 Shale, grès, calcaire et ardoise (groupes de Saint-François et de Fortin; Formation de Témiscouata)

Province de Grenville

48 Migmatite

□ Limite du bassin versant

■ Ville

29 Juillet 2003

FIGURE 19 : Carte géologique des stations échantillonnées (source MDDEP, 2003).

Les cours d'eau des milieux agricoles sont susceptibles d'avoir des valeurs élevées pour l'alcalinité (Krueger & Waters, 1983) car l'augmentation de certains nutriments, comme le phosphore, contribue à l'augmentation de cette variable. Par exemple, une augmentation de l'alcalinité sera accompagnée d'une augmentation du carbone inorganique dissous (CID) et des nutriments. Nous avons remarqué une augmentation des valeurs du CID, de l'azote total et du phosphore total pour les sites agricoles (annexe VIII). En conséquence, l'augmentation de la production primaire peut favoriser la présence d'invertébrés brouteurs par exemple (Koetsier *et al.*, 1996). Les communautés d'invertébrés seront remplacées par des organismes aux stratégies alimentaires différentes. L'alcalinité, combinée aux nutriments, joue donc un rôle sur la qualité et la quantité de nourriture disponible pour les invertébrés benthiques (Krueger & Waters, 1983). Belore *et al.* (2002) ont démontré que l'alcalinité et l'azote total jouaient un rôle important dans l'explication des données sur les invertébrés dans une étude effectuée sur des cours d'eau du sud de l'Ontario. De leur côté, Griffith *et al.* (1994) ont démontré que les différences observées dans la structure des communautés étaient reliées aux différences d'alcalinité. Ainsi, à la lumière de nos résultats, les changements dans la composition des communautés d'invertébrés qui ont lieu entre les sites de référence et agricoles peuvent être attribués, entre autres, à l'alcalinité et ce, peu importe la méthode d'échantillonnage.

Le site de référence «Cugnet» fait exception ; on y obtient des valeurs d'alcalinité aussi élevées que pour les sites agricoles. Nous avons remarqué que ce site ne pouvait constituer véritablement un site de référence, car il est affecté par une perturbation physico-chimique. Malgré que l'habitat ne soit pas affecté par les activités anthropiques pour ce site et qu'il ne soit pas situé en milieu agricole, nous retrouvons des valeurs aussi élevées et comparables aux sites agricoles pour les variables physico-chimiques suivantes : le carbone organique et inorganique dissous (COD et CID), la conductivité, l'azote et le phosphore total et l'alcalinité (annexe VIII). Les communautés d'invertébrés échantillonnées au site Cugnet sont donc affectées par ces variables physico-chimiques. Elles se rapprochent donc des communautés que l'on trouve en milieu agricole.

4.2.4 Les paramètres hydrologiques et les communautés biologiques

Nous avons remarqué, à partir du test de *Monte Carlo*, que le type de courant avait également une influence sur les communautés de diatomées et d'invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*). Pour les diatomées, les différences dans la composition des communautés seraient dues en partie au type de courant rapide et eaux vives (VIVRAP), variable significative qui est ressortie du test de *Monte Carlo*. La vitesse du courant explique, avec le phosphore et la conductivité, les différences dans la composition des communautés de diatomées pour les sites de référence et agricoles. On peut voir dans l'ACC que le courant de type rapide et eaux vives (VIVRAP) caractérise les sites de référence et que les valeurs élevées de phosphore et de conductivité caractérisent les sites situés en milieux agricoles. Pour les invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*), les différences dans la composition des communautés sont aussi attribuées aux types de courant, avec l'alcalinité. On remarque dans cette ACC que le type de courant régulier (REG) caractérise les sites agricoles et que le courant de type rapide, eaux vive (VIVRAP) caractérise les sites de référence.

Dans une revue de littérature, Stazner et Higler (1986) définissent les paramètres hydrologiques comme des déterminants majeurs de la distribution de la faune et de la flore benthique. Ils ont bénéficié de banques de données disponibles sur les invertébrés benthiques de l'Alaska à la Nouvelle Zélande. Malgré qu'ils admettent que l'hydrologie ne soit pas le seul paramètre à considérer, ils ont découvert que des changements importants dans la structure des communautés avaient lieu lors de changements abrupts de l'hydrologie d'un cours d'eau. Par exemple, la distribution des diatomées en faciès lotiques (zone de courant) est directement liée à l'efficacité de leur mode de fixation sur le substrat (Patrick, 1977 ; Horner *et al.*, 1990 ; Prygiel et Coste, 2000). Les communautés de diatomées sont significativement différentes pour les sections rapides et les fosses d'un cours d'eau (Ghosh et Gaur, 1998). Townsend (1997) a trouvé une plus grande richesse taxonomique pour les communautés d'invertébrés benthiques dans les sections rapides que dans les fosses.

Lors du choix des sites d'échantillonnage (agricoles ou de référence), nous avons tenté de trouver des cours d'eau qui seraient semblables et de type lotique. Ces cours d'eau sont caractérisés par un écoulement relativement rapide et un substrat dur constitué de gravier et de galets. Ce choix a permis de réduire l'effet de l'habitat sur les communautés biologiques étudiées de façon à vérifier l'impact des activités anthropiques seules. Les douze sites sont tous constitués de gravier et de galets. Donc, le substrat est relativement homogène pour l'ensemble des sites pour les deux groupes (référence et agricoles). Cependant, le type d'écoulement diffère entre les sites de référence, situés plus en altitude sur le contre-fort des Appalaches, et les sites agricoles situés dans les Basses-Terres. Nous avons dû choisir des sites de référence situés en altitude, car nous n'avons pas trouvé de sites n'ayant pas subi de perturbations dans les Basses-Terres.

Les invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment* ne sont pas influencés significativement par le type de courant pour les deux types de milieu. La méthode du *Rapid Bioassessment* consiste à échantillonner dans différents types de courant sur un tronçon de rivière de 100 mètres. À l'inverse, pour les invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) et les diatomées, l'échantillonnage se réalise à un même endroit du cours d'eau. Ceci peut expliquer pourquoi les invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment* ne sont pas influencés significativement par le type de courant pour les sites de référence et agricoles. Les communautés d'invertébrés que l'on obtient avec cette méthode contiennent des individus représentant l'ensemble du gradient de courant, de faible à rapide, et ce, tant pour les sites agricoles que pour les sites de référence.

4.3 COMPLÉMENTARITÉ DES BIOINDICATEURS COMME OUTILS D'ÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES

L'objectif principal de cette étude était de comparer l'efficacité des invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des deux méthodes (*RBP* et *Hester-Dendy*) et des diatomées, comme bioindicateurs de la pollution des cours d'eau du Québec. Les résultats du PROTEST nous indiquent que les trois méthodes biologiques d'évaluation de l'état de santé des cours d'eau fournissent une réponse similaire et significative quant à la position des sites sur le gradient de perturbation. Cependant, nous obtenons la meilleure concordance entre les communautés de diatomées et d'invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment*. En deuxième rang, nous retrouvons les deux méthodes d'échantillonnage d'invertébrés qui fournissent une concordance relativement bonne. La pire concordance concerne les diatomées et les invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*).

4.3.1 Les communautés d'invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment* (*RBP*) comparées à celles échantillonnés à l'aide des substrats artificiels de type *Hester-Dendy*

Les résultats du PROTEST nous montrent que les deux méthodes d'échantillonnage des invertébrés fournissent une réponse similaire quant à la position des sites sur le gradient de perturbation. Par contre, la composition des communautés d'invertébrés est très différente pour les deux méthodes d'échantillonnage. Nos résultats démontrent que la technique des substrats artificiels favorise les Chironomides au détriment des autres taxons, que ce soit pour les sites de référence ou les sites agricoles. Ceci a pour effet d'homogénéiser les communautés d'invertébrés, ce qui diminue la richesse spécifique et rend difficile la discrimination des deux types de sites à partir des communautés d'invertébrés. Barton et Metcalf-Smith (1992) ont vu que les substrats artificiels peuvent être sélectifs; ils ont trouvé une nette dominance des Chironomides pour l'ensemble de leurs sites sur le bassin de la rivière Yamaska, au Québec. Il est à noter que notre étude et celle de Barton et Metcalf-Smith (1992) ont été effectuées sur des cours d'eau de type lotique (fond dur – écoulement rapide). D'autres études effectuées en milieux lentiques (fond mou – écoulement lent) en France par Khalaf et Tachet (1978) ont démontré que

les formes fouisseuses (Oligochètes et Éphémères) ou rampantes (Ephemerellidae) se retrouvaient dans les mêmes proportions sur les substrats artificiels et sur le fond. Par contre, les espèces qui étaient issues de la dérive étaient plus abondantes sur les substrats artificiels que sur le fond.

Pour la technique du *Rapid Bioassessment*, la distribution des individus est mieux répartie dans l'ensemble des taxons et la richesse spécifique est plus élevée pour l'ensemble des sites à l'étude. De plus, nos résultats démontrent que la composition des communautés est plus représentative du milieu pour un type de site donné. Il est plus facile de distinguer les communautés d'invertébrés entre les sites agricoles et les sites de référence. Metzeling *et al.* (2003) ont démontré, dans une étude comparant le *Rapid Bioassessment* et une méthode d'échantillonnage quantitative, que la méthode *Rapid Bioassessment* était plus sensible pour distinguer les sites perturbés des sites non perturbés. Casey et Kendall (1996) ont remarqué également que l'échantillonnage sur substrats naturels est plus efficace que les substrats artificiels pour évaluer les communautés d'invertébrés benthiques pour un petit ruisseau à fond dur.

L'utilisation de substrats artificiels ne semble pas adéquate pour évaluer l'état de santé des petits cours d'eau de type lotique (fond dur – écoulement rapide). En 1978, Khalaf et Tachet ont fait une mise en garde à l'effet que les substrats artificiels sont à utiliser avec prudence. Ceci s'explique par le fait que l'image de la biocénose obtenue avec les substrats artificiels reste souvent déformée à la suite, notamment, de la surestimation des populations de certaines espèces. Ainsi, De Pauw *et al.*, (1986) proposent d'utiliser les substrats artificiels seulement si les méthodes d'échantillonnage classiques sont difficiles ou impossibles.

4.3.2 Les communautés d'invertébrés benthiques comparées aux communautés de diatomées

La meilleure concordance, obtenue à partir du PROTEST, a été enregistrée entre les matrices d'espèces de diatomées et d'invertébrés échantillonnés à l'aide du *Rapid Bioassessment*. En revanche, les invertébrés échantillonnés à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) offrent une concordance médiocre avec les deux autres techniques. Ce résultat pourrait être expliqué du fait que l'échantillonnage des invertébrés benthiques avec les substrats artificiels ne fournit pas une image représentative des communautés en nature car le substrat artificiel offre un microhabitat que l'on ne retrouve pas en nature (Rosenberg et Resh, 1993 ; Barbour *et al.*, 1999). Les deux bioindicateurs, étant échantillonnés aux mêmes sites et au même moment, ont subi différents types de perturbations. Ces perturbations concernent l'habitat et la physico-chimie de l'eau comme nous avons pu le voir dans l'analyse en composante principale (ACP). Toutefois, ces perturbations sont toutes d'origines agricoles. Ces perturbations agiront différemment sur les communautés d'invertébrés et sur les communautés de diatomées.

Peu d'études ont comparé les diatomées et les invertébrés benthiques en tant que bioindicateurs de la qualité des cours d'eau. Sonneman *et al.* (2001) et Walsh *et al.* (2001) ont comparé les deux bioindicateurs en question, en regard de l'effet de l'urbanisation sur la qualité de l'eau des rivières dans la région de Melbourne, en Australie. Ils ont démontré que les diatomées étaient de meilleurs indicateurs de l'enrichissement en nutriments. Les macroinvertébrés intégraient mieux les perturbations à l'échelle du bassin versant, la dégradation des communautés d'invertébrés benthiques étant expliquée par la densité urbaine (Walsh *et al.*, 2001). Une autre étude, de Triest *et al.* (2001), visait à comparer les bioindicateurs (les diatomées et les invertébrés) sur des cours d'eau recevant différents types de pollution (agricoles, urbains et industriels) en Belgique. Ils ont conclu que les producteurs primaires, tels les diatomées, étaient plus aptes à détecter l'enrichissement en nutriments. Une fois de plus, les invertébrés intégraient mieux les conditions générales du cours d'eau, leur distribution étant surtout corrélée avec l'oxygène dissous. Finalement, Soininen et Könönen (2004), dans le même

genre d'étude sur des rivières en Finlande, arrivaient aux mêmes résultats. La distribution des espèces de diatomées était affectée par la conductivité et le phosphore, alors que la distribution des invertébrés était reliée à des variables physiques (largeur du lit du cours d'eau), à la conductivité et au pH.

L'ensemble de nos résultats confirme les conclusions tirées dans les études similaires comparant l'efficacité des bioindicateurs. En effet, les diatomées et les invertébrés échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment* offrent une réponse semblable aux perturbations d'origines agricoles que subissent les cours d'eau à fond dur. Notre étude démontre que les diatomées réagissent mieux à l'enrichissement en nutriments et les invertébrés benthiques aux perturbations que l'habitat subit. Dans ce cas, les diatomées et les invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide du *Rapid Bioassessment* sont tous deux efficaces pour détecter ce type de pollution. En effet, les activités anthropiques, comme l'agriculture, auront comme conséquence de modifier à la fois la physico-chimie de l'eau et l'habitat du cours d'eau.

4.4 APPROCHE INDICIELLE

De façon à synthétiser les données sur l'état des écosystèmes aquatiques, de nombreux indices sont couramment utilisés. Nous avons testé 19 indices calculés à partir des communautés d'invertébrés et 4 indices calculés à partir des communautés de diatomées. La performance des indices a été évaluée en fonction de leur sensibilité, de leur précision et de leur efficacité à discriminer (*Discriminant Efficiency, DE*) les sites de référence des sites perturbés. On a aussi vérifié si l'ensemble des indices résumaient les gradients environnementaux et s'ils reflétaient bien les communautés biologiques.

4.4.1 Indices invertébrés

Les indices invertébrés les plus efficaces, en regard de la sensibilité, de la précision et du *DE*, sont le *Stream Condition Index* de 2^e niveau (*SCI level 2*) et l'*Index of Biological Integrity* (*IBI*), tous deux des indices multimétriques volontaires. Ces indices sont les

plus efficaces, qu'ils soient calculés à partir des communautés d'invertébrés échantillonnés à partir des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) ou à partir de la méthode du *Rapid Bioassessment*.

Les indices qui reflètent le mieux les conditions environnementales et les communautés d'invertébrés sont le *Stream Condition Index* de 1^{er} niveau (*SCI level 1*) et l'*Index of Biological Integrity* (IBI), tous deux des indices multimétriques volontaires de même que le *Stream Condition Index* professionnel (*SCI pro*), indice multimétrique.

Si l'on fait abstraction des méthodes d'échantillonnage des invertébrés benthiques et si l'on compare l'efficacité des indices à discriminer les sites de référence des sites perturbés, un indice ressort, soit l'indice multimétrique volontaire IBI (*Index of Biological Integrity*).

La performance de l'IBI multimétrique volontaire obtenue dans notre étude s'explique par le fait que l'IBI mesure différentes informations écologiques, soit la diversité, la composition et la tolérance à la pollution des communautés d'invertébrés. Ces différentes informations écologiques agrégées reflètent bien la complexité des systèmes biologiques et les différentes pressions que subissent les organismes aquatiques (Kerans et Karr, 1994). Parce que ce type d'indice comprend une variété de métriques qui sont sensibles à différents types de perturbations, les indices multimétriques reflètent un large spectre de perturbations que subissent les cours d'eau (Paller et Specht, 1997), ce qui n'est pas possible pour un indice ou une métrique utilisée seule. Il est cependant surprenant que les indices multimétriques volontaires aient mieux réussi en terme d'efficacité à résumer les perturbations que l'indice multimétrique professionnel. Le plan d'échantillonnage de cet étude, c'est à dire l'absence de sites subissant des degrés de pollution intermédiaire, ne permet pas de vérifier la performance de l'indice multimétrique professionnel dans des cours d'eau où la pollution est modérée.

4.4.2 Indices diatomées

Des quatre indices diatomées que nous avons comparés dans cette étude, l'IPS (Indice de Polluosensibilité Spécifique) est celui qui est le plus efficace pour discriminer les sites de référence des sites perturbés (agricoles), suivi de près par l'IDEC, l'IBD et le TDI. L'IPS, développé pour les cours d'eau du territoire français par Coste en 1982, est un indice général qui rend compte de plusieurs types de perturbations, dont l'enrichissement en nutriments et la pollution organique et minérale. Dans les études de Prygiel et Coste (1993) et Eulin *et al.* (1993), qui visaient à comparer différents indices diatomées et des indices basés sur les invertébrés benthiques pour différents cours d'eau de France, l'IPS semblait être l'indice le plus apte à traduire la qualité globale de l'eau. La Finlande a, quant à elle, fait l'essai de plusieurs indices diatomées dont le TDI et l'IPS : l'IPS a été le plus adéquat pour détecter les perturbations anthropiques (Eloranta et Soininen, 2002).

L'indice diatomées qui reflète le mieux les conditions environnementales et les communautés de diatomées est l'IDEC (Indice Diatomées de l'Est du Canada). Lavoie *et al.* (2006) démontrent que les communautés de diatomées sont principalement influencées par les variables physico-chimiques (phosphore, azote, conductivité, coliformes fécaux, turbidité et carbone organique dissous) qui traduisent le gradient de pollution d'origine agricole. L'IDEC réussit bien à traduire les perturbations que subissent les sites agricoles.

Une seconde version récente de l'IDEC fut cependant développée par Lavoie *et al.* (2006). Cette version permet de distinguer les conditions de références des milieux circumneutres des milieux alcalins. Elle permet de mieux discriminer les sites de référence des sites perturbés pour ces milieux où les valeurs naturelles de pH diffèrent, ce que les indices européens ne peuvent faire (Grenier *et al.* 2006).

CHAPITRE V

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Les invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment* et les diatomées sont complémentaires pour expliquer les perturbations que les cours d'eau subissent. Les deux méthodes permettent une bonne discrimination des sites de référence et des sites perturbés. Cependant, les invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment* sont plus influencés par les perturbations de l'habitat, alors que les diatomées sont plus influencées par les perturbations concernant la physico-chimie de l'eau. La méthode d'échantillonnage des invertébrés benthiques à l'aide des substrats artificiels (*Hester-Dendy*) ne semble pas être efficace pour évaluer les perturbations que subissent les cours d'eau en milieux lotiques (écoulement rapide et fond dur). Les substrats artificiels sont sélectifs pour certains organismes, comme les Chironomides, ce qui ne permet pas de discriminer les sites de référence des sites perturbés.

5.1 LES INVERTÉBRÉS ÉCHANTILLONNÉS À L'AIDE DE LA MÉTHODE DU *RAPID BIOASSESSMENT (RBP)*

Selon Rosenberg et Resh (1993), le *Rapid Bioassessment* implique une approche d'échantillonnage et d'analyse adéquate de façon à rencontrer deux objectifs. Le premier vise à réduire l'effort, et donc le coût, en évaluant les conditions environnementales de sites perturbés. Effectivement, cette méthode permet une réduction des efforts, et des coûts, tant pour l'échantillonnage sur le terrain que lors du traitement des échantillons au laboratoire.

Le second objectif vise à résumer les résultats des sites étudiés en une seule valeur, de façon à ce qu'ils soient compréhensibles pour les non-spécialistes, comme les gestionnaires et le public concerné. Cette valeur simple est, dans la plupart des cas,

obtenue par la création d'un indice multimétrique. Nous avons démontré dans notre étude que l'*Index of Biological Integrity*, IBI multimétrique volontaire, était l'indice invertébré le plus performant des 20 indices invertébrés testés, à l'égard de sa sensibilité et de son efficacité à discriminer les sites de référence des sites perturbés.

L'échantillonnage des communautés d'invertébrés benthiques à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment (RBP)* à partir desquelles on calcul l'IBI s'avèrent être un protocole efficace et peu coûteux pour évaluer les perturbations d'origines agricoles que subissent les cours d'eau situés en milieux lotiques.

5.2 LES DIATOMÉES

Les diatomées semblent être des bioindicateurs très efficaces pour évaluer les perturbations d'origines agricoles. Les diatomées, étant des producteurs primaires, sont plus directement influencées par la présence de nutriments d'origines agricoles, comme le phosphore. Dans notre étude, ce sont les diatomées qui ont permis la meilleure discrimination entre les sites de référence et les sites subissant des perturbations d'origines agricoles. De plus, l'échantillonnage des diatomées est peu coûteux, facile et requiert peu de main d'œuvre.

Nous avons établi que l'IDEC était l'indice diatomées le plus performant. L'IDEC a été développé à partir de 204 échantillons de diatomées prélevés dans les rivières du Québec (Lavoie *et al.* 2006). Il intègre donc les taxons de diatomées que l'on retrouve dans l'Est du Canada. Pour leur part, les trois autres indices sont calculés à partir des taxons que l'on retrouve en Europe. Ceci explique la performance de l'IDEC, qui est spécialement adapté aux cours d'eau de l'Est du Canada.

5.3 COMPLÉMENTARITÉ DES DEUX BIOINDICATEURS

L'utilisation des bioindicateurs permet de vérifier l'état de santé des écosystèmes aquatiques qui subissent des perturbations d'origines anthropiques. L'utilisation simultanée des invertébrés et des diatomées devient intéressante à plusieurs égards :

- a. On obtient différentes réponses en fonction du bioindicateur utilisé. Les invertébrés permettent de détecter les perturbations de l'habitat et les diatomées les perturbations reliées à la physico-chimie des eaux.
- b. L'utilisation des deux bioindicateurs permet une caractérisation plus complète de l'écosystème aquatique.
- c. Le temps de réponse des bioindicateurs n'est pas le même suite aux perturbations que peuvent subir les cours d'eau. Les diatomées sont des indicateurs de pollution à court terme si on les compare à d'autres organismes comme les invertébrés ou les poissons (Fauville *et al.*, 2001) : ils ont des cycles de vie en moyenne d'un mois. Les invertébrés benthiques sont des indicateurs de pollution à moyen terme; ils ont des cycles d'au moins plusieurs mois et en général d'un an (Harper et Cloutier, 1989 ; Barbour *et al.*, 1999).

Ces remarques soulignent l'intérêt de la complémentarité entre les méthodes biologiques, dont l'usage simultané permet de disposer d'indicateurs de sensibilités différentes, intégrant la pollution sur des laps de temps variables (Fauville *et al.*, 2001).

5.4 PROJET DE RECHERCHES FUTURES

Cette étude a été effectuée sur des cours d'eau en milieu lotique (écoulement rapide et fond dur) seulement. En plus d'un faible nombre de sites, 12 au total, aucun site ne subissait des perturbations intermédiaires. Des études semblables devront être réalisées sur un plus grand nombre de sites, incluant des sites de perturbations intermédiaires et en milieux lentiques (écoulement lent et fond mou), milieux abondants dans les basses-terres du Saint-Laurent où les rivières subissent de fortes pressions agricoles. Il sera

possible de déterminer quels bioindicateurs seront les plus performants pour l'ensemble des typologies de rivières rencontrées au Québec.

Un indice basé sur les communautés d'invertébrés benthiques pourrait être développé à l'aide de l'analyse de correspondance (CA) à partir d'échantillons récoltés dans les rivières de l'Est du Canada. Comme pour l'IDEC, il serait alors possible d'évaluer l'état des communautés d'invertébrés benthiques sur une base de référence régionale.

BIBLIOGRAPHIE

Allan, D. J., Erickson, D. L. & J. Fay. (1997) The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 37: 149-161.

Almeida, P. F. S. & M. C. P. Gil. (2001) Ecology of freshwater diatoms from the central region of Portugal. *Cryptogamie, Algol.*, 22 (1): 109-126.

Barbour, T.M., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & J. B. Stribling. (1999) Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of water; Washington, D. C. www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html.

Barton, R.D. & J.L., Metcalfe-Smith. (1992) A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska river, Québec, based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment*, 21: 225-244.

Beak, W. T., Griffing, C. T. & A. G. Appleby. (1973) Use of artificial substrate samplers to assess water pollution. Biological Methods for the assessment of water quality, ATSM STP 528, *American Society for testing and materials*, pp. 227-241.

Belore, L.M., Winter, G.J. & H.C. Duthie. (2002) Use of diatoms and macroinvertebrates as bioindicators of water quality in southern Ontario rivers. *Canadian Water Resources Journal*, 27 (4): 457-458.

Berryman, D. (1990) Sélection de nouveaux indicateurs de la qualité des cours d'eau du Québec. *Ministère de l'environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, rapport no. QE-90-05, Envirodoq no. EN900140 QE/67/1*, 77 pages.

Berryman, D. et Y. Richard. (1992) Compte rendu d'une mission scientifique en France et en Belgique sur les indicateurs biologiques de la qualité des cours d'eau. Ministère de l'Environnement du Québec. Direction de la qualité des cours d'eau. ENVIRODOQ EN920264. 45 pages.

Bis, B., Zdanowicz, A. & M. Zlewski. (2000) Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiologia*, 422/423, 369-387.

Caims, J. & J. R. Pratt. (1993) A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Dans: Rosenberg, D.M. et V.H.Resh. (1993) *Freshwater Biomonitoring and benthic Macroinvertebrates. Kluwer Academic Publishers*, 473 pp.

Casey, J. R. & S. A. Kendall. (1996) Sample number and colonization patterns of benthic macroinvertebrates and organic material on artificial and natural substrata. *Alberta Research Concil, Canada*. pp. 577-584.

Caton, L.W. (1991) Improving subsampling methods for the EPA "Rapid Bioassessment" benthic protocols, *Bulletin of the North America Benthological Society* 8(3): 317-319.

Charvet, S. (1995) Les méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux basées sur les macroinvertébrés benthiques. Rapport bibliographique. *Diplôme d'études approfondies, analyse et modélisation des systèmes biologiques*, 39 pages.

Chessman, C. B., Hutton, E. P. & J. M. Burch. (1992) Limiting nutrients for periphyton growth in sub-alpine, forest, agricultural and urban streams. *Freshwater Biology*, 28: 349-361.

Cummins, W.K. (1962) An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *The American Midland Naturalist*, 67 (2) : 477-504.

David, S. M., Somers, K. M., Reid, R. A., Hall, R. J. & R. E. Girard. (1998) Sampling protocols for the rapid bioassessment of streams and lakes using benthic macroinvertebrates, Second edition. *Ontario, Ministry of the environment*, 29 pp. + 6 app.

Delong, M. D. & M. A. Brusven. (1998) Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental management*, 22, 445-457.

De Pauw, N., Roels, D. & P. Fontoura. (1986) Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. *Hydrobiol.*, 133: 237-258.

Eloranta, P & J. Soininen. (2002) Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology*, 14: 1-7.

Eulin, A., Gruarin, C., Laville, H. & R. Le Cohu. (1993) Évaluation de la qualité de l'eau de la Garonne par référence spéciale aux indices diatomiques et chironomidiens. *Annls. Limnol.*, 39 (2-3) : 269-279.

Fauville, C., Campeau, S. & J. P. Descy. (2001) Développement et normalisation d'un indice biologique diatomées en Wallonie, Belgique. Rapport présenté à la *Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement du ministère de la région wallonne*, 61 p.

Ghosh, M.. & P.J. Gaur. (1998) Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Botany*. 60 (1):1-10.

- Grenier, M., Campeau, S., Lavoie, I., Park, Y.-S. et Lek, S. (2006) Diatom reference communities in Québec (Canada) streams based on Kohonen self-organizing maps and multivariate analyses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 2087-2106.
- Griffith, B.M. & S.A. Perry. (1994) Secondary production of macroinvertebrates shredders in headwater streams with different baseflow alkalinity. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 13 (3) : 345-356.
- Hade, A. (2003) Nos Lacs, les connaître pour mieux les protéger. Fides. 359 pages.
- Harper, P. P. & L. Cloutier. (1989) Effets des travaux de drainage sur la faune benthique d'un ruisseau agricole (Ruisseau des Anges, St. Roch-de-l'Achigan, Cté de Montcalm). *Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche*, 83 pages.
- Hershey, E. A. & G. A. Lamberti. (2001) Aquatic insect ecology. Dans: Ecology and classification of North America freshwater invertebrates, second edition. Academic Press. Thorp, H.J. & A.P. Covish, Ed., 1056 p.
- Horner, R. R., Welch, B. E., Seeley, R. M. & J. M. Jacoby. (1990) Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biology*, 24: 215-232.
- Jackson, D.A. (1995) PROTEST: A PROcrustean Randomization TEST of community environment concordance. *Ecoscience* 2:297-303.
- Jüttner, I. Rothfritz H. & S. J. Ormerod. (1996) Diatoms as indicators of river quality in the Nepalese Middle Hills with consideration of the effects of habitat-specific sampling. *Freshwater Biology*, 36: 475-486.
- Karr, J. R., Fausch, K.D., Angermeier, L.P., Yant, R. P. & I. J. Schlosser. (1986) Assessment of biological integrity in running water: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication, Number 5, Champaign, Illinois, USA.
- Kelly, G.M. (2003) Short-term dynamics of diatoms in an upland stream and implications for monitoring eutrophication. *Environmental Pollution*, 125: 117-122.
- Kerans, B.L. & J.R. Karr. (1994) A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4: 768-785.
- Khalaf, G. et H. Tachet. (1978) Un problème d'actualité: Revue de travaux en matière d'utilisation des substrats artificiels pour l'échantillonnage des macroinvertébrés des eaux courantes. *Bull. Ecol.* t. 9. 1. p. 29-38.
- Koetsier, P., Minshall, W.G. & C.T. Robinson. (1996) Benthos and macroinvertebrate drift in six streams differing in alkalinity. *Hydrobiologia*. 317:41-49.

- Kolkwitz, R. & M. Marsson. (1908) Okologie der planzlichen Saprobien. *Be. Deut. Bot. Ges.*, 26: 505-519.
- Krueger, C.C. & T.F. Waters. (1983) Annual production of macroinvertebrates in three streams of different water quality. *Ecology*. 64 (4): 840-850.
- Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M. & P. J. Dillon. (2006) A diatom-based index for the biological assessment Eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis. *Can. J. Fish. Aquat.Sci.* 8: 1793-1811.
- Margalef, R. (1958) Information theory in ecology. *Gen. Syst.*, 3: 36-71.
- Metzeling, L., Chessman, B., Hardwick, R. & V. Wong. (2003) Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: the role of experience, and comparisons with quantitative methods. *Hydrobiologia*, 510: 39-52.
- Modde, T. & H.G. Dodds. (1990) Comparison of biotic index values for invertebrate collections from natural and artificial substrates. *Freshwater Biology*, 23: 171-180.
- Nerbonne, A. B. & B. Vondracek (2001) Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management*, 28 (1) : 87-99.
- PAEQANN. (1999). Predicting Aquatic Ecosystem Quality using Artificial Neural Networks: Impact of Environmental characteristics on the Structure of Aquatic Communities (Algae, Benthic and Fish Fauna). *EUROPEAN COMMISSION RESEARCH DIRECTORATE-GENERAL, PAEQANN*. 58 p.
- Paller, H. M. & W. L. Specht. (1997) A Multimetric Index Using Macroinvertebrate Data Collected with Artificial Substrates. *Journal of Freshwater Biology*, 12 (3): 367-378.
- Passy, I.S., Bode, W.R., Carlson, M.D. & M.A. Novak. (2004) Comparative environmental assessment in the studies of benthic diatom, macroinvertebrate, and fish communities. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 89 (2): 121-138.
- Patrick, R. (1977) Ecology of Freshwater Diatoms and diatom communities, ch. 10, dans: *The Biology of diatoms, Botanical monographs*, vol. 13, pp 285-327.
- Pelletier, L. & J. St-Onge. (1998) Le bassin de la rivière Chaudière: les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, page 4.1 à 4.43, dans ministère de l'environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière: l'état de l'écosystème aquatique- 1996*. Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.

Potapova, M. & D.F.Charles. (2003) Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48: 1311-1328.

Prygiel, J. & M.Coste. (2000) Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées (IBD), NF T 90-354. 134 pages.

Prygiel, J. & M.Coste. (1993) Utilisation des indices diatomiques pour la mesure de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie: Bilan et Perspective. *Annls. Limnol.*, 29 (3-4): 255-267.

Quinn, P. G. & M. J. Keough. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge, 537 p.

Resh, H.V. (1996) Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality, Ch. 31 dans: Hauer, F.R. & G.A. Lamberti (Eds). *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego. 645-667.

Reynoldson, T.B. (1999) CABIN (Réseau Canadien de Biosurveillance Aquatique) Manuel de terrain et de laboratoire de biosurveillance d'invertébrés. Institut National de recherche sur les eaux. *Environnement Canada*, 49 pages.

Rosenberg, D.M. & V.H.Resh. (1993) Freshwater Biomonitoring and benthic Macroinvertebrates. *Kluwer Academic Publishers*, 473 pp.

Rosenberg, D.M. & V.H.Resh. (1996) Use of aquatic insects in biomonitoring. in : An Introduction to the Aquatic Insects of North America, Third Edition. Edited by R.W. Merritt and K.W. Cummins. *Kendall/Hunt Publishing Company*, 862 pp.

Rott, E., Duthie, C. H. & E. Pipp. (1998) Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 1443-1453.

Scherrer, B. (1984). *Biostatistique*. Gaëtan morin éditeur, 850 p.

Soininen, J. & K.Könönen. (2004) Comparative study of monitoring South-Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure. *Aquatic Ecology*, 38: 63-75.

Sonneman, A. J., Walsh, J. C., Breen, F. P. & A. K. Sharpe. (2001) Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. II. Benthic diatom communities. *Freshwater Biology*, 46: 553-565.

Stark, J. D., Boothroyd, I. K. G., Harding, J. S., Maxted, J. R. & M. R. Scarsbrook. (2001). Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams, New Zealand macroinvertebrate working group report no. 1. Prepared for the ministry for the environment. Sustainable management fund project no. 5103. 57 p.

Stazner, B. & B. Higler. (1986) Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.

St-Onge, J. & Y. Richard. (1994) Les communautés benthiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux. Direction des écosystèmes aquatiques, Ministère de l'Environnement et de la faune du Québec, Envirodoq n° EN940241, rapport n° QE-88 105 pages + 13 annexes.

Tachet, H. (2002) Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie. CNRS Edition. 587 pages.

ter Braak, C.J.F., and Smilauer, P. (2002). Reference manual and user's guide to CANOCO for windows. Version 4.5. Center for Biometry, Wageningen.

Tetra Tech for U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2000). *A stream condition index for west Virginia wadeable streams*. U. S. EPA Region 3 Environmental Services Division, and U. S. EPA Office of Science and Technology, Office of Water. 24 p. and 4 appendix.

Townsend, R. C., Arbuckle, J. C., Crowl, A. T. & M. R. Scarsbrook. (1997) The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach. *Freshwater Biology*, 37: 177-191.

Triest, L., Kaur, P., Heylen, S. & N. De Pauw. (2001) Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology*, 35: 183-194.

Van Dam, H. (1981) On the use of measures of structure and diversity in applied Diatom ecology. *Beiheft 73 Zur Nova Hedwigia*, 97-115.

Walsh, J. C., Sharpe, K. A., Breen, F. P. & J. A. Sonneman. (2001) Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46: 535-551.

Washington, H.G. (1984) Review: Diversity, biotic and similarity indices, a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Res.*, 18, pp. 653-694.

Wetzel, G. R. (2001) Limnology: Lake and river ecosystems. Third Edition. Academic Press. 1006 p. ISBN: 0-12-744760-1.

Zelinka, M. & P. Marvan. (1961) Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, 57: 389-407.

ANNEXES

TABLE DES ANNEXES

Annexe I	Fiche de caractérisation de l'habitat utilisée avec la méthode l'échantillonnage des invertébrés benthiques : Les substrats artificiels <i>Hester-Dendy</i>	96
Annexe II	Fiche de caractérisation de l'habitat utilisée avec la méthode d'échantillonnage des invertébrés benthiques : <i>Rapid Bioassessment</i>	98
Annexe III	Protocole d'échantillonnage des invertébrés benthiques pour des cours d'eau peu profond : <i>Rapid Bioassessment</i>	101
Annexe IV	Protocole d'échantillonnage des invertébrés benthiques : Laboratoire.....	109
Annexe V	Valeurs de tolérances aux perturbations des taxons d'invertébrés benthiques.....	114
Annexe VI	Étapes de calcul de l'Indice Biotique Diatomées (IBD).....	118
Annexe VII	Matrices Taxonomiques.....	121
Annexe VIII	Matrices Environnementales : Variables physico-chimiques et d'habitat.....	134

ANNEXE I

Fiche de caractérisation de l'habitat
utilisée avec la méthode d'échantillonnage des invertébrés
benthiques :

Les substrats artificiels *Hester-Dendy*

Source : Direction du Suivi de l'État de l'Environnement (DSÉE). Ministère du Développement
Durable, de l'Environnement et Parcs (MDDEP). 2003.

CARACTÉRISATION DE L'HABITAT (*HESTER-DENDY*)

Cours d'eau : _____ N° de station : _____
 Observateurs : _____ Largeur moyenne (m) : _____
 Date : _____ Profondeur moy.(m.) : Réelle _____

NOTE : Macro-habitat sur 100 m de rivage

NOTE : On détermine le côté de la rive en regardant vers l'aval.

TYPE D'ÉCOULEMENT (%) (largeur de la rivière)

fosse _____
 régulier (run) _____
 eau vive/rapide _____

VITESSE DU COURANT (largeur de la rivière)

lente ☐
 modérée ☐
 rapide ☐

TRANSPARENCE

élevée ☐
 moyenne ☐
 faible ☐

NIVEAU D'EAU

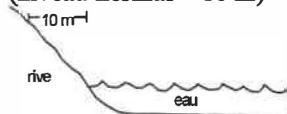
très bas (exemptionnel) ☐
 normal ☐
 très élevé (exemptionnel) ☐

ÉROSION DES RIVES (en général)

absent ☐
 modérée ☐
 forte ☐

COMPOSITION DES RIVES (%)

(niveau normal + 10 m)



artificielle _____
 sol nu _____
 herbacées _____
 arbustes _____
 arbres _____
 pâturage _____
 culture _____
 fourrage _____

COUVERT FORESTIER

Fermé _____ %

MACROPHYTES (largeur de la rivière)

_____ %

MACROPHYTES- DOMINANCE (largeur de la rivière)

émergents enracinés ☐
 submergés enracinés ☐
 flottants enracinés ☐
 flottants libres ☐

TYPE DU SUBSTRAT (%)

Argile-limon _____
 sable (0,2-2 mm) _____
 gravier (0,2-2 cm) _____
 galets (2-20 cm) _____
 blocs (> 20 cm) _____
 roc _____

ÉTAT DU SUBSTRAT (accumulation excessive)

matière organique ☐
 algues ☐
 mousses (bryophytes) ☐
 mat. lign. (branches) ☐
 pulpe ☐
 déchets ☐
 autre ☐

DÉBRIS LIGNEUX (surface occupée de la station)

ODEUR

Normale ☐
 Autre _____

PHYSICO-CHIMIES

O₂ : _____
 T : _____
 Cond. : _____
 PH : _____

ANNEXE II

Fiche de caractérisation de l'habitat
utilisée avec la méthode d'échantillonnage des invertébrés
benthiques :

Rapid Bioassessment

Version préliminaire, 2004,
réalisé par

Direction du Suivi de l'État de l'Environnement (DSÉE).
Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et Parcs (MDDEP)

Adapté de

*Rapid Bioassessment Protocol III (RBP) de
l'Environmental Protection Agency (EPA, 1999)*

Évaluation de l'habitat - cours d'eau rapide (mono-habitat)

Cours d'eau: _____

No. de station: _____

Observateur: _____

Coord. GPS (NAD 83) _____

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES			
	optimale	sous-optimale	marginale	pauvre
1-substrat benthique /disponibilité des abris	> 70% du substrat est favorable pour la colonisation du benthos. Diversité d'habitats:débris ligneux,berges encastrées, pierres ou autre habitat stable avec un plein potentiel de colonisation(i.e.pas d'arbres nouv. tombés ou flottants)	40-70% de mélange d'habitats stables prêts pour la colonisation; habitat adéquat pour maintenir les populations; présence de substrats additionnels mais non-prêts (arbres nouv. tombés) pour la colonisation (cote max.)	20-40% de mélange d'habitats stables et prêts pour la colonisation; présence d'habitats insuffisante; substrat fréquemment dérangé ou enlevé	< 20% d'habitats stables; manque d'habitats évident; substrat instable ou inexistant
pointage	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
2-Ensablement / envasement	Graviers, galets et blocs sont entourés de 0-25% de sédiments fins.La disposition des roches offre une diversité d'espaces-niches.	Graviers, galets et blocs sont entourés de 25-50% de sédiments fins.	Graviers, galets et blocs sont entourés de 50-75% de sédiments fins.	Graviers, galets et blocs sont entourés de >75% de sédiments fins.
pointage	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
3- Régime vitesse / profondeur	4 régimes de vitesse/profondeur présents (lent-peu profond, lent-profond, rapide-peu profond, rapide-profond) N.B. lent <0,3 m/s, profond >0,5 m	Seulement 3 des 4 régimes de vitesse/profondeur présents (si le régime rapide-peu profond est absent, le pointage est plus bas que lorsqu'un autre est absent.)	Seulement 2 des 4 régimes de vitesse/profondeur présents (si le régime rapide-peu profond sont absents, le pointage est plus bas.)	1 régime vitesse/profondeur dominant (hab. lent-profond)
pointage	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
4- Sédimentation	Peu ou pas d'élargissement des îles et des zones de dépôt et <5% du fond affecté par le dépôt de sédiments	Nouvel accroissement dans la formation de zones de dépôt (majoritairement du gravier, du sable et des sédiments fins); 5-30% du fond affecté; peu de dépôt dans les fosses	Dépôts modérés de nouveau gravier, sable et sédiments fins sur les zones de dépôts déjà existantes ou nouvelles; 30-50% du fond affecté;sédimentation où il y a obstruction, constriction, dans les coudes; dépôts modérés dans les fosses	Beaucoup de sédiments fins augmentant le développement de zones de dépôts ;> 50% du fond change fréquemment; fosses presque absentes a cause à l'apport sédimentaire important.
pointage	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
5- Degré de marnage	L'eau atteint la marge inférieure des berges et très peu de substrat du lit du cours d'eau est exposé.	L'eau est présente dans >75% du lit; ou <25% du substrat est exposé.	L'eau est présente dans 25-75% du lit et/ou le substrat des zones rapides est presque entièrement exposé.	Vraiment peu d'eau dans le lit; eau concentrée dans des fosses stagnantes
pointage	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

PARAMÈTRES À ÉVALUER À LA STATION (100m)

PARAMÈTRES À ÉVALUER À LA STATION (+ de 100 m - vue d'ensemble vers l'amont)

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES																				
	optimale					sous-optimale					marginale					pauvre					
6-Altération du cours d'eau	Canalisation ou dragage absent ou minimal; cours d'eau normal					Quelques canalisations présentes hab. dans la zone d'emprise de ponts; évidence du dragage ou canalisation d'il y a plus de 20 ans mais rien de récent.					Canalisation peu être importante; remblai ou mur présent sur les 2 berges; 40-80% de la station canalisée ou perturbée					Berges soutenues par des gabions ou du ciment; >80% de la station canalisée ou perturbée.Habitats grandement altérés ou détruits.					
pointage	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
7-Fréquence de rapides (ou courbes)	Zones rapides fréquentes. Dist. entre les zones rapides + largeur* < 7 (gén. 5-7); la variété de habitats est la clé. Dans les cours d'eau ou les rapides sont continus, la présence de blocs ou autres gros débris naturels est importante.					Zones rapides peu fréquentes. Dist. entre les zones rapides + largeur = entre 7 et 15					Zones rapides et courbes occasionnelles; le variation de niveau du fond procure quelques habitats. Dist. entre les zones rapides + largeur = entre 15 et 25					Généralement eau calme ou zones rapides peu profondes; habitat pauvre; dist. entre les zones rapides + largeur > 25					
largeur*=larg. du cours d'eau																					
pointage	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
8- Stabilité des berges	Berges stables; érosion des berges absente ou minimale; peu de probabilité pour des problèmes futurs. <5% de berges affectées					Berges modérément stables; petites zones d'érosion peu fréquentes dont la plupart sont en régénération; 5-30% de berges affectées					Berges modérément instables; 30-60% de berges du tronçon affectées; haut potentiel d'érosion durant les crues					Instable; plusieurs endroits érodés; ravinement fréquent dans les sections droites ou courbes; effondrement évident de la berge;60-100% de la berge porte des marques d'érosion.					
pointage																					
rive droite	10 9					8 7 6					5 4 3					2 1 0					
rive gauche	10 9					8 7 6					5 4 3					2 1 0					
9- Protection végétale	Dans la station, >90% de la zone riparienne adjacente est couverte par de la végétation autochtone incluant arbres, arbustes et herbacées; perturbations dues au pâturage ou au fauchage minimale. Presque toutes les plantes croissent naturellement.					70-90% de la surface de la berge est couverte par de la végétation autochtone mais une classe est sous-représentée; perturbations évidentes mais n'affectant pas le plein potentiel de croissance des plantes de façon importante.; + de la moitié de la hauteur potentielle des tiges demeure					50-70% de la surface de la berge est couverte par de la végétation; perturbations évidentes: sections de sol nu ou de végétation taillée au ras du sol fréquente; la croissance des plantes est limité à moins de la moitié de leur hauteur potentielle					< 50% de la surface de la berge est couverte par de la végétation; perturbations majeures; la végétation est taillée à une hauteur moy. De 5 cm ou moins					
pointage																					
rive droite	10 9					8 7 6					5 4 3					2 1 0					
rive gauche	10 9					8 7 6					5 4 3					2 1 0					
10- Largeur de la zone riparienne	Largeur de la zone riparienne > 18 m; activités humaines (champs, accotement routier, coupe...) inexistantes dans la zone					Largeur de la zone riparienne 12-18 m; activités humaines perturbent minimalement la zone					Largeur de la zone riparienne 6-12 m; activités humaines perturbent grandement la zone					Largeur de la zone riparienne <6 m; peu ou pas de végétation riparienne à cause des activités humaines.					
pointage																					
rive droite	10 9					8 7 6					5 4 3					2 1 0					
rive gauche	10 9					8 7 6					5 4 3					2 1 0					

ANNEXE III

Protocole d'échantillonnage des invertébrés benthiques
pour des cours d'eau peu profond :

Rapid Bioassessment

Version préliminaire, 2003,

réalisé par

Direction du Suivi de l'État de l'Environnement (DSÉE).
Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et Parcs (MDDEP).

Adapté de

*Rapid Bioassessment Protocol III (RBP) de
l'Environmental Protection Agency (EPA, 1999)*

Pour un diagnostic rapide des cours d'eau dans lesquels on peut se déplacer à gué, la stratégie diffère selon son type.

Deux types de cours d'eau : fond dur ou fond mou (Stark *et al.* 2001)

Fond dur : Le cours d'eau dont le substrat dominant est formé de gravier ou de pierres plus grosses (< 50 % du lit est formé de sable, de vase ou de limon).

Les habitats rapides créés par la présence de seuils (riffles) sont communs dans ces cours d'eau (Stark *et al.*, 2001) et sont les habitats les plus productifs de ces milieux.

Dans le protocole de l'EPA 2^e édition (Barbour *et al.*, 1999), ils sont nommés cours d'eau à forte pente (high gradient stream) ou cours d'eau à faciès lotique.

Fond mou : Le cours d'eau dont le substrat dominant se compose de sable, de limon, de boue ou d'argile. Les pierres (gravier, galet, blocs) sont rares ou absentes. Les tronçons ensoleillés sont souvent dominés par les macrophytes et les tronçons forestiers ont fréquemment des accumulations de débris végétaux (ex. : arbres morts submergés) qui forment un habitat stable et productif pour les macroinvertébrés.

La vitesse du courant est lente à modérée, le lit est en forme de U et le fond est mou. Des habitats plus profonds à très faible courant, les fosses (pools), sont également présents.

Ces cours d'eau sont à faible pente (low gradient stream) et ont un faciès lentique (Barbour *et al.*, 1999).

Dans la littérature, il est généralement reconnu que les habitats rapides (riffles) sont les plus productifs. Il est donc recommandé, là où ces habitats sont présents en quantités suffisantes, qu'ils soient les seuls échantillonnés. Il s'agit là d'une approche standardisée appelée mono-habitat (Barbour *et al.*, 1999).

Certains cours d'eau manquent de ces habitats de façon naturelle. Si le substrat pierreux (gravier, galet, blocs) représente moins de 30 % des stations des cours d'eau de référence (représentatif de la région), alors des habitats alternatifs seront échantillonnés. L'approche se nomme alors multi-habitats (Barbour *et al.*, 1999). Dans ces milieux, les habitats les plus productifs sont les débris ligneux (troncs et branches submergés depuis in certain temps), les berges (avec des racines et des débris ligneux) et les macrophytes submergés (US EPA, 1997 et Stark *et al.*, 2001)

CHOIX DU PROTOCOLE

Désigner le cours d'eau à étudier et les stations de référence

- Fond mou
- Cours d'eau à faible gradient
- Courant faible à modéré
- Présence de macrophytes et/ou de fosses (habitat à substrat fin et plus profond)

Protocole
Multihabitats

(basé sur la méthode de MACS
US EPA, 1997)

- Fond rocheux (gravier, galet, blocs)
- Cours d'eau à haut gradient
- Courant modéré à rapide
- Présence de rapides (habitats rocheux, peu profonds où le courant est brisé par des roches ou des morceaux de bois submergés qui produisent une agitation de surface)

Protocole
Monohabitat

(basé sur l'approche de l'EPA
Barbour *et al.*, 1999)

Échantillonnage pour monohabitat / habitat rapide

Le protocole suivant est basé sur la méthode utilisée par l'EPA. Quelques modifications ont été apportées.

- 1) Engin employé : l'EPA utilise un filet de 1 m monté sur des perches avec une maille d'ouverture de 500 μ .

Nous utiliserons un filet troubleau ou D-net d'une largeur de 30 cm avec une maille d'ouverture de 560 μ à l'instar des Néo-Zélandais (Stark *et al.*, 2001).

- 2) Méthode pour déloger les macroinvertébrés

Les macroinvertébrés sont délogés avec les pieds, mais selon l'avis de plusieurs, dont le nôtre, le fait de les déloger avec les mains est plus systématique et abîme moins les organismes.

Protocole pour monohabitat – cours d'eau à courant rapide

(adapté de Stark *et al.*, 2001 et Barbour *et al.*, 1999)

- 1) Choisir une station de 100 m qui devrait être représentative du cours d'eau étudié. Elle devrait être à au moins 100 m en amont d'une route ou pont et ne pas recevoir de tributaire majeur dans la zone d'échantillonnage.
- 2) Remplir la feuille d'évaluation de l'habitat et celle de caractérisation physique-chimique.
- 3) Faire un dessin du site d'échantillonnage (avec des points de repères), indiquer la direction du courant, endroits échantillonnés, coordonnées GPS du point le plus aval de la zone.
- 4) Toutes les sections de rapides ou d'eau vive (à l'intérieur du 100 m) peuvent être échantillonnées. Les coups de filet doivent être donnés dans les vitesses différentes
 \Rightarrow 20 coups de filet = surface approximative de 3 m² est échantillonnée.
- 5) L'échantillonnage débute en aval. Un filet troubleau de 30 cm et d'une maille de 560 μ est utilisé. Les organismes sont délogés avec les mains (si possible) sur une distance de **0,5 m en amont du filet**. (Stark *et al.*, 2001)
- 6) Chaque coup de filet est transféré dans une chaudière à fond grillagé. Quand les 20 coups de filet sont transférés, l'échantillon doit être rincé à l'eau claire afin d'enlever les sédiments fins. La chaudière est remplie d'eau et l'échantillon est brassé délicatement avec les mains et tamisé pour se débarrasser des sédiments. L'opération peut être répétée plusieurs fois. Les gros débris (bâtons et feuilles) sont inspectés et nettoyés. Les organismes sont remis dans l'échantillon et les débris jetés. Les petits débris ne sont pas inspectés.
- 7) L'échantillon est transféré dans un contenant identifié et préservé dans de l'alcool 90-100 % (l'eau de l'échantillon diluera la solution jusqu'au niveau voulu soit 70-80 %). Des pincettes peuvent être utiles pour récupérer les organismes accrochés au filet ou au fond de la chaudière. L'échantillon total (benthos + détritus) ne devrait pas être plus volumineux que 1 litre.

N.B. Si c'est nécessaire, rincez l'échantillon après moins de coup de filet.

- 8) Compléter les feuilles de terrain et noter toutes remarques pertinentes.

Échantillonnage multihabitats / cours d'eau à courant lent

Dans la méthode employée par l'EPA, tous les habitats sont échantillonnés selon la proportion qu'ils occupent à la station. Ici nous optons plutôt pour la méthode utilisée par le MACS (US EPA, 1997) où seul les habitats les plus stables et les plus productifs sont échantillonnés soit :

- Les berges;
- Les troncs et branches submergés (à l'exception de ceux récemment submergés);
- Les macrophytes submergés.

Ces différents habitats sont échantillonnés selon la portion qu'ils occupent. Le nombre de coup de filet total est 20. Par exemple, si les débris d'arbres représentent 50 % de la station et la berge 50%, alors il y aura 10 coups de filet dans chacun de ces habitats.

Les débris d'arbres forment l'habitat le plus productif des cours d'eau à faible débit. Les troncs constituent un substrat stable à long terme. Plusieurs taxons sensibles à la pollution se nourrissent du périphyton présent à la surface du bois ou de la matière ligneuse elle-même. Cet habitat fournit également un refuge contre les prédateurs. Certaines études démontrent que jusqu'à 40 % des taxons et 44 % des ETP sont associés aux débris ligneux. Cet habitat doit donc être échantillonné s'il est présent. Il est l'équivalent des « riffles » pour les milieux rapides (Stark *et al.*, 2001).

Selon Stark *et al.* (2001), l'effort d'échantillonnage recommandé dans les habitats à substrat mou devrait être 3 fois supérieur à ceux à fournir pour des milieux plus rapides à fond dur. La surface retenue dans la présente approche sera similaire à celle utilisée par le MACS (US EPA, 1997), soit 6 m² approximatif.

Par contre, les habitats relativement peu productifs (sable, limon, argile, algues) ne sont pas échantillonnés. Si un habitat rapide (constitué d'un substrat rocheux) est présent à la station, il peut être échantillonné séparément. Il ne doit en aucune manière être mélangé au composite ni lors l'échantillonnage ni lors de l'identification et du traitement.

Protocole d'échantillonnage multihabitats / cours d'eau lent

(US Environmental Protection Agency, 1997)

- 1) Choisir une station de 100 m qui devrait être représentative du cours d'eau étudié.

Elle devrait être à au moins 100 m en amont d'un pont-route et ne doit pas recevoir de tributaire majeur dans la zone d'échantillonnage.

- 2) Remplir la feuille d'évaluation de l'habitat et celle de caractérisation physique-chimique.

- 3) Faire un croquis de la station indiquant les divers habitats (les zones d'herbier, arbres tombés...) et la direction du courant.

Donner les coordonnées GPS de la limite aval de la station.

- 4) L'échantillonnage se fait dans 3 habitats ciblés. Ces trois habitats sont :

- Les berges;
- Les débris ligneux (troncs, branches);
- Les macrophytes submergés.

Un échantillon est constitué de 20 coups de filet troubleau dans ces différents habitats, et ce, proportionnellement à la surface qu'ils occupent à la station. Par exemple, si les habitats stables disponibles sont constitués de 50 % de débris ligneux et de 50 % des berges alors 10 coups de filets seront donnés dans chacun de ces habitats.

Un coup de filet consiste à une traction du filet sur une **distance approximative de 1 m**. Si le filet est stationnaire, le substrat est frotté sur 1 m devant celui-ci.. Le coup de filet initial est suivi de 2-3 aller-retour sur la surface afin de capturer les organismes délogés (la surface totale échantillonnée est d'environ 6m²).

Les techniques suivantes sont recommandées pour échantillonner les différents habitats :

- Débris ligneux : Les débris ligneux de grosseur moyenne sont échantillonnés en passant le filet au travers. Les gros débris (ex. troncs) sont frottés sur leur surface. Les débris ligneux peuvent être préalablement frottés avec les mains ou les pieds (s'ils sont trop profonds) pour déloger les organismes.
- Berges : Les berges avec des racines et des débris ligneux sont échantillonnées de la même manière. Les berges avec de la végétation sont préférées à celles dénudées. Les organismes peuvent être préalablement délogés avec les pieds.

- Macrophytes submergés : Dans l'eau profonde, le filet est passé dans la végétation du fond vers la surface.

Dans l'eau peu profonde, le filet est passé le long du fond dans le lit de macrophytes.

Le nombre de coups de filet donné dans chaque habitat doit être noté.

- 5) L'échantillonnage se fait de l'amont vers l'aval pour éviter de troubler l'eau. Les cours d'eau avec un substrat plus dur seront échantillonnés dans l'eau alors que les substrats très meubles seront échantillonnés à partir des berges. Prendre, autant que possible, les échantillons dans les courants différents.
- 6) Chaque coup de filet est transféré dans une chaudière à fond grillagé. Quand les 20 coups de filet sont transférés, l'échantillon doit être rincé à l'eau claire afin d'enlever les sédiments fins. La chaudière est remplie d'eau et l'échantillon est brassé délicatement avec les mains et tamisé pour se débarrasser des sédiments. L'opération peut être répétée plusieurs fois. Les gros débris (bâtons et feuilles) sont inspectés et nettoyés. Les organismes sont remis dans l'échantillon et les débris jetés. Les petits débris ne sont pas inspectés.
- 7) L'échantillon est transféré dans un contenant identifié et préservé dans de l'alcool 90-100 % (l'eau de l'échantillon diluera la solution jusqu'au niveau voulu soit 70-80 %). Des pincettes peuvent être utiles pour récupérer les organismes accrochés au filet ou au fond de la chaudière. L'échantillon total (benthos + détritus) ne devrait pas être plus volumineux que 1 litre.

N.B. Si c'est nécessaire, rincez l'échantillon après moins de coup de filet.

- 8) Compléter les différentes feuilles de terrain.

Référence :

Barbour, M.T., Gerritson, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers : periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, second edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency : office of water; Washington D.C.

Stark, J. D., Boothroyd, I. K. G., Harding, J. S., Maxted, J. R., Scarsbrook, M. R. 2001. Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams. New Zealand macroinvertebrate working group report no.1. Prepared for the ministry for the environment. Sustainable management fund project no.5103. 57 p.

US Environmental Protection Agency. 1997. Field and laboratory methods for macroinvertebrate and habitat assessment of low gradient nontidal streams; Mid-Atlantic coastal streams workgroup, Environmental services division, region 3, wheeling, WV; 23 pages with appendices

ANNEXE IV

Protocole d'échantillonnage des invertébrés benthiques :

LABORATOIRE
Version Préliminaire, 2004

réalisé par

Direction du Suivi de l'État de l'Environnement (DSÉE).
Ministère du Développement Durable, Parcs et Environnement (MDDEP).

Adapté du

*Rapid Bioassessment Protocol III (RBP) de
l'Environmental Protection Agency (EPA, 1999)*

Pour le traitement de l'échantillon, on peut choisir d'identifier tous les organismes ou de procéder à un sous-échantillonnage afin de n'en identifier qu'une partie. Il existe différentes façons de sous-échantillonner. Le protocole que nous adoptons est inspiré d'une des méthodes développées pour le ministère de l'environnement de la Nouvelle-Zélande (Stark *et al.*, 2001). Il s'agit d'une approche à compte-fixe (200 organismes). Cette façon de procéder est un compromis entre la qualité des données et le rapport coût/efficacité (Stark *et al.*, 2001). La méthode néo-zélandaise, qui ressemble beaucoup à celle de l'EPA, a été préférée à cette dernière pour deux raisons principales :

- 1) Le compte-fixe à 200 organismes est pour :
 - L'EPA : 200 organismes \pm 20%
 - Le MfE de N.-Zélande : un minimum de 200 organismes
- 2) La méthode est moins complexe et comprend moins de manipulations ce qui est plus rapide et, à notre avis, diminue les risques d'erreurs.

Protocole de laboratoire

- 1) Superposer un fond de tamis, un tamis de 600 μm et un autre de 4000 μm . Vider l'échantillon (ou une partie de l'échantillon) sur le tamis à larges mailles. Récupérer le préservatif dans le fond de tamis et en disposer comme il se doit. Les gros débris (tels les feuilles, les roches et les morceaux de bois) se retrouvant sur le tamis de 4000 μm doivent être rincés. Tous les organismes récoltés seront ajoutés à ceux du 600 μm . Les plus petits débris et les organismes restants sur le tamis de 4000 μm sont également ajoutés au contenu du 600 μm qui sera rincé pour le débarrasser des sédiments fins. Si l'échantillon est traité en plusieurs parties et/ou s'il est conservé dans plusieurs contenants, il faut les combiner et rendre l'échantillon homogène. Un échantillon préservé dans l'alcool nécessitera une réhydratation de 15 minutes.
- 2) Étendre uniformément l'échantillon dans le sous-échantillonneur « Caton ». Ajouter juste assez d'eau pour couvrir le matériel. Noter la présence d'algues. Si les organismes ont tendance à flotter, ajouter une goutte de liquide à vaisselle.
- 3) Sélectionner un carreau du sous-échantillonneur au hasard grâce à une table de nombre aléatoire. Utiliser un taille-biscuits (6X6 cm) pour en isoler les organismes. Un organisme « à cheval » sur deux carreaux appartient à celui où sa tête se trouve. Si la tête est difficile à identifier (ex. les vers), l'individu appartient au carreau où la plus grande partie de son corps se trouve.
- 4) Le sous-échantillon ainsi récolté sera placé dans une solution de sucrose possédant une densité spécifique de 1,125. Cette densité spécifique est atteinte en ajoutant 440 grammes de sucre à 1 litre d'eau. Après 2 minutes, la plupart des organismes flottent à la surface de l'eau, ce qui facilite le tri. La partie « flottante » de l'échantillon est placée dans un plateau de tri Bogorove et trié sous stéréomicroscope (ou loupe binoculaire). Il faut ensuite trier le reste de l'échantillon dans lequel ne restera en principe que peu d'individus. Chaque plateau est inspecté au minimum deux fois, et sera terminé d'inspecter lorsqu'une nouvelle passe ne contiendra pas plus de 3 nouveaux organismes. La totalité des individus est dénombré et, après les avoir « désucrés » à l'eau douce, sont placés dans un flacon à scintillation (scintillation vials) contenant de l'éthanol à 70%.
- 5) Si le décompte obtenu est supérieur ou égale à 200 organismes, le sous-échantillon est complet. S'il est inférieur, choisir au hasard un autre carreau et recommencer les opérations. Répéter cette procédure tant et aussi longtemps qu'un minimum de 200 individus ne soit capturés.
- 6) Un carreau commencé à trier doit être terminé. Le nombre de carreaux triés et le nombre d'individus récoltés doivent être notés.
- 7) Les flacons doivent être étiquetés correctement avec deux étiquettes : une collée sur le bouchon et l'autre à l'intérieur. L'étiquette du bouchon porte le n° de station. Sur l'étiquette à mettre à l'intérieur (en papier Nalgène), on inscrit : le n° de station, le cours d'eau à l'étude et entre parenthèse, le nombre de carreaux sous-échantillonnés $\times/30$.

- 8) Le reste de l'échantillon contenu dans le partitionneur « Caton » est inspecté à l'œil nu pour en sortir les taxons rares. Des individus matures peuvent également être prélevés dans le but d'aider à l'identification du sous-échantillon. Tous ces organismes seront conservés à part et le flacon sera étiqueté correctement. En aucun cas, ils ne seront mélangés au sous-échantillon; ils aideront soit à l'identification ou à l'interprétation.
- 9) Le matériel non-trié sera conservé et étiqueté comme tel.
- 10) Après avoir séparer grossièrement les individus selon l'ordre auquel ils appartiennent, les organismes seront pour la plupart identifiés au genre. Voici le niveau taxonomique attendu pour différents organismes.

- Ephemeroptera		
- Trichoptera		
- Plecoptera		
- Coleoptera		
- Odonata		
- Lepidoptera		
- Megaloptera	→	GENRE
- Hymenoptera		
- Neuroptera		
- Diptera (autre que chironomidae)		
- Mollusca		
- Isopoda		
- Amphipoda		
- Chironomidae		
- Hemiptera	→	FAMILLE
- Decapoda	→	FAMILLE
- Hydracarina (n'est pas un terme taxonomique)		
- Nematoda (phylum)		
- Tardigrada (phylum)		
- Hirudinae (classe)		
- Oligochaeta (classe)	→	COMME TEL
- Polychaeta (classe)		
- Platyhelminthes (phylum)		
- Nemertea (phylum)		
- Cladocera (ordre)*		
- Copepoda (ordre)*		
- Ostracoda (ordre)*		
- Bryozoa (phylum)		
- Porifera (phylum)	→	indiquer la PRÉSENCE (coloniaux)
- Hydrozoa (phylum)		
- Protozoa (phylum)		
- Rotifera (phylum)	→	NE PAS TENIR COMPTE
- Collembolla ¹ (ordre)		
- Homoptera (phylum)		

*Les cladocera, copepoda et ostracoda seront comptés, mais cette décision pourra être réévaluée suite aux expériences menées dans les cours d'eau lents et enrichis.

¹ Les collembolla ne seront pas comptés malgré le fait qu'ils possèdent une cote de tolérance pour le calcul de l'indice Hilsenhoff car ils ne sont pas considérés comme étant vraiment aquatiques.

La taxonomie des insectes sera conforme à celle contenu dans la 3^{ème} édition de « An introduction to the aquatic insects of north America » de R.W. Merrit et K.W. Cummins. Celle des autres organismes sera conforme à celle contenu dans « Pennak's Freshwater Invertebrates of the United States: Porifera to Crustacea, 4th Edition » de D.G. Smith.

- 11) La partie de l'échantillon non-identifiée sera conservée dans l'alcool 70% et étiquetée adéquatement (ex. : st xx, résidus, 25/30). La portion identifiée (i.e. le sous-échantillon) sera conservée jusqu'à la publication des résultats. Les nouveaux spécimens rencontrés bonifieront la collection de référence.

Référence :

Barbour, M.T., Gerritson, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers : periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, second edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency : office of water; Washington D.C.

Stark, J. D., Boothroyd, I. K. G., Harding, J. S., Maxted, J. R., Scarsbrook, M. R. 2001. Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams. New Zealand macroinvertebrate working group report no.1. Prepared for the ministry for the environment. Sustainable management fund project no.5103. 57 p.

US Environmental Protection Agency. 1997. Field and laboratory methods for macroinvertebrate and habitat assessment of low gradient nontidal streams; Mid-Atlantic coastal streams workgroup, Environmental

ANNEXE V

**Valeurs de tolérances aux perturbations des taxons
d'invertébrés benthiques**

Ordre	Famille	Code taxons	Valeur de tolérance	Références
ACARI	-	ACARI	4	a
AMPHIPODA	-	AMPHIPO	7	b
ODONATA	ANISOPTERA	ANISOPT	5	b
ISOPODA	ASELLIDAE	ASELDAE	8	a
ODONATA	ASHNIDAE	ASHDAE	3	a
EPEHEMEROPTERA	BAETIDAE	BAETIDAE	4	a
TRICHOPTERA	BRACHYCENTRIDAE	BRACDAE	1	a
EPEHEMEROPTERA	CAENIDAE	BRACHYC	7	a
DECAPODA	CAMBARIDAE	CAMBDAE	6	a
PLECOPTERA	CAPNIIDAE	CAPNDAE	1	a
DIPTERA	CERATOPOGONIDAE	CERADAE	6	a
DIPTERA	CHIRONOMIDAE	CHIRDAE	7	a
CLADOCERA	-	CLADOCE	8	c
ODONATA	COENAGRIONIDAE	COENDAE	9	a
COLEOPTERA	-	COLEOPT	4	b
ODONATA	CORDULIIDAE	COLIDAE	5	a
COPEPODA	-	COPEPODA	8	c
HEMIPTERA	CORIXIDAE	CORIDAE	5	c
MEGALOPTERA	CORYDALIDAE	CORYDAE	0	a
AMPHIPODA	CRANGONYCTIDAE	CRANDAE	6	d
COLEOPTERA	CURCULIONIDAE	CURCDAE	5	d
DIPTERA	-	DIPTERA	4	b
COLEOPTERA	DRYOPIDAE	DRYODAE	5	a
COLEOPTERA	DYTISCIDAE	DYTIDAE	5	d
COLEOPTERA	ELMIDAE	ELMIDAE	4	a
DIPTERA	EMPIDIDAE	EMPIDAE	6	a
EPEHEMEROPTERA	EPEHEMERIDAE	EPHEDAE	4	a
EPEHEMEROPTERA	EPEHEMERELLIDAE	EPHELDAE	1	a
EPEHEMEROPTERA		EPEHEMER	2	b
AMPHIPODA	GAMMARIDAE	GAMMDAE	4	a
GASTROPODA	-	GASTROP	7	b
TRICHOPTERA	GLOSSOSOMATIDAE	GLOSDAE	0	a
TRICHOPTERA	GOERIDAE	GOERDAE	3	d
ODONATA	GOMPHIDAE	GOMPDAE	1	a
COLEOPTERA	GYRINIDAE	GYRIDAE	4	d
COLEOPTERA	HALIPLIDAE	HALIDAE	5	d
TRICHOPTERA	HELICOPSYCHIDAE	HELIDAE	3	a
EPEHEMEROPTERA	HEPTAGENIIDAE	HEPTDAE	4	a
HIRUDINEA	-	HIRUNEA	10	a
AMPHIPODA	HYALELLIDAE	HYALDAE	8	a
MESOGASTROPODA	HYDROBIIDAE	HYBIDAE	8	d
COLEOPTERA	HYDROPHILIDAE	HYDRDAE	5	d
TRICHOPTERA	HYDROPTILIDAE	HYPTDAE	4	a
TRICHOPTERA	HYDROPSYCHIDAE	HYSYDAE	4	a
TRICHOPTERA	LEPTOCERIDAE	LECEDAE	4	a
EPEHEMEROPTERA	LEPTOPHLEBIIDAE	LEPHDAE	2	a
TRICHOPTERA	LEPIDOSTOMATIDAE	LEPIDAE	1	a

Ordre	Famille	Code taxons	Valeur de tolérance	Références
ODONATA	LESTIDAE	LESTDAE	9	a
PLECOPTERA	LEUCTRIDAE	LEUCDAE	0	a
ODONATA	LIBELLULIDAE	LIBEDAE	9	a
TRICHOPTERA	LIMNEPHILIDAE	LIMNDAE	4	a
LIMNOPHILA	LYMNAEIDAE	LYMNDAE	6	a
EPHEMEROPTERA	METRETOPODIDAE	METRDAE	2	a
TRICHOPTERA	MOLANNIDAE	MOLADAE	6	a
PLECOPTERA	NEMOURIDAE	NEMODAE	2	a
TRICHOPTERA	ODONTOCERIDAE	ODONDAE	0	a
OLIGOCHAETA	-	OLIGOCH	8	a
PLECOPTERA	PERLODIDAE	PELODAE	2	a
PLECOPTERA	PERLIDAE	PERLDAE	1	a
TRICHOPTERA	PHRYGANEIDAE	PHRYDAE	4	a
LIMNOPHILA	PHYSIDAE	PHYSDAE	8	a
LIMNOPHILA	PLANORBIDAE	PLABDAE	6	d
PLECOPTERA	-	PLECOPT	1	b
ANNELLIDA	POLYCHAETA	POLYCHA	6	a
TRICHOPTERA	POLYCENTROPODIDAE	POLYDAE	6	a
EPHEMEROPTERA	POTAMANTHIDAE	POTAMAN	4	a
COLEOPTERA	PSEPHENIDAE	PSEPDAE	4	a
TRICHOPTERA	PSYCHOMYIIDAE	PSYMDAE	2	a
PLECOPTERA	PTERONARCYIDAE	PTERDAE	0	a
TRICHOPTERA	RHYACOPHILIDAE	RHYADAE	0	a
MEGALOPTERA	SIALIDAE	SIALDAE	4	a
EULAMELLIBRANCHIA	SPHAERIIDAE	SPHADAE	8	a
DIPTERA	TABANIDAE	TABADAE	6	a
PLECOPTERA	TAENIOPTERYGIDAE	TAENDAE	2	a
AMPHIPODA	TALITRIDAE	TALIDAE	8	a
DIPTERA	TIPULIDAE	TIPUDAE	3	a
EPHEMEROPTERA	TRICORYTHIDAE	TRICDAE	4	a
TRICHOPTERA	-	TRICHOP	3	b
MESOGASTROPODA	VALVATIDAE	VALVDAE	8	d

Références :

a. FBI (Family Biotic Index):

Bode, R.W., Novak, M.A., and Abele, L.E. 1996. Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 89p.

Hauer, F.R., and Lamberti, G.A. (eds.) 1996. Methods in Stream Ecology. Academic Press. ISBN: 0-12-332906-X. 674pp.

Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. J. N. Am. Benthol. Soc. 7(1):65-68.

Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Porter, S. K. Gross et R. M. Hughes, 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers. Benthic macroinvertebrates and fish. Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, EPA-444-4-89-001.

b. River watch (surveillance volontaire) :

Dates, Geoff and Byrne, Jack. Living Waters, Using Benthic Macroinvertebrates and Habitat to Assess Your River's Health. River Watch Network. 1997.

- c. Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder et J. B. Stribling, 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, Second Edition, Washington, D.C., U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water; EPA841-B-99-002, 11 chapitres, 4 annexes. <http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/>
- d. Bode, R.W., Novak, M.A., and Abele, L.E. 1996. Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 89p.

ANNEXE VI

Étapes de calcul de l'Indice Biotique Diatomées (IBD)

L'Indice Biotique Diatomées (IBD)

Dans le but d'améliorer leur connaissance de la qualité biologique des cours d'eau en France, les six agences de l'eau et le Cemagref ont engagé en 1994 une collaboration en vue de développer un Indice Biologique Diatomées (IBD) à l'usage des gestionnaires et applicable à l'ensemble du réseau hydrographique français (Prygiel et Coste, 2000). Cet indice a été normalisé en France avec un manuel d'utilisation très complet (AFNOR NF T 90-354, 2000). Cet indice a l'avantage d'être pratique, utilisable par les techniciens français et d'avoir fait l'objet d'une utilisation extensive dans les grands bassins hydrographiques français. De plus, l'IBD a été inséré dans le programme Omnidia (Prygiel et Coste, 2000). Ce programme, créé en 1992 par différents partenaires en France, comporte une base de données taxonomiques de près de 9173 taxons avec gestion des synonymes et permet le calcul de 12 autres indices diatomées (Prygiel et Coste, 2000).

La création de l'IBD a été réalisée à partir de 1332 inventaires réalisés entre 1977 et 1994 qui correspondent à 949 stations du Réseau National de Bassin français (Prygiel et Coste, 2000). Ces inventaires comportaient 1028 espèces et variétés distinctes. Une des premières opérations consistait à réduire le nombre de taxons. Cette opération s'est faite en regroupant des espèces trop difficiles à discerner entre elles en taxons dits appariés et en éliminant les espèces rares.

Le calcul de l'IBD repose sur les étapes suivantes :

- 1) Calcul en ‰ de l'abondance (A) de chaque taxon apparié.

Le calcul de l'IBD prend en compte 209 taxons appariés. A 57 des 209 taxons appariés ont été rattachés 78 taxons morphologiquement proches, dits taxons associés. Pour les autres taxons appariés, aucun taxon associé ne leur est rattaché actuellement.

- 2) Élimination des taxons appariés présentant une abondance inférieure aux valeurs-seuils.

Tous les taxons appariés présentant une abondance inférieure à 7,5 ‰, soit 3 diatomées pour un total de 400 diatomées, sont systématiquement éliminées, leur présence n'étant pas considérée significative.

- 3) Calcul de la probabilité de présence d'un taxon apparié fictif représentatif du peuplement étudié pour chacune des classes de qualité de l'eau.

$$F(i) = \frac{\sum A_x \times P_x(i) \times V_x}{\sum A_x \times V_x}$$

Où :

A_x est l'abondance du taxon apparié X exprimé en ‰ ;

$P_x(i)$ est la probabilité de présence du taxon apparié X pour la classe de qualité i ;

V_x est la valeur écologique du taxon apparié X ;

\sum est la somme des taxons appariés retenus après application du seuil de présence

7 valeurs de $F(i)$ sont ainsi calculées.

- 4) Calcul de B selon la formule du barycentre suivante :

$$B = 1 \times F(1) + 2 \times F(2) + 3 \times F(3) + 4 \times F(4) + 5 \times F(5) + 6 \times F(6) + 7 \times F(7)$$

B correspond à la valeur de l'IBD sur 7 et constitue une valeur intermédiaire

- 5) Détermination de l'IBD sur 20 :

La valeur de l'IBD sur une échelle de 20 s'obtient en utilisant le tableau suivant

Valeur de B	[0 ; 2[[2 ; 6[[6 ; 7]
Valeur de l'IBD	1	Appliquer la formule : $4,75 \times B - 8,5$	20

L'interprétation de l'indice se fait à partir des valeurs obtenues sur 20 qui sont intégrées en cinq classes de qualité de l'eau, comme présenté dans le tableau suivant :

IBD	$IBD \geq 17,0$	$17,0 > IBD \geq 13,0$	$13,0 > IBD \geq 9,0$	$9,0 > IBD \geq 5,0$	$IBD < 5,0$
Qualité de l'eau	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très Mauvaise

Dans une étude effectuée par Fauville *et al.* (2001) qui consistait à évaluer l'applicabilité d'indices diatomées en Belgique, la comparaison de l'IPS et de l'IBD a révélé qu'ils étaient plus ou moins équivalents. Les deux indices étant fortement corrélés avec les matières phosphorées et azotées. Tout comme l'IPS, l'IBD est un indice général qui rend compte de plusieurs types de perturbations, dont l'enrichissement en nutriments et la pollution organique et minérale. L'IBD présente l'avantage d'être basé sur un nombre restreint de taxons.

Références :

Prygiel, J. & M.Costes. (2000) Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées (IBD), NF T 90-354. 134 pages.

ANNEXE VII

Matrices Taxonomiques

1. Invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des substrats artificiels *Hester-Dendy*
2. Invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment*
3. Diatomées

Taxons	Cugnet	Tr3	Les	Calw	Etsn	Abe	Bn2	Bs2	Bs1	Bn1	Four	Br3
EPHEMEROPTERA	0	0	1	0	9	0	0	0	0	0	0	0
BAETIDAE	0	2	6	2	4	0	0	0	0	0	0	4
CANIDAE	0	0	0	1	0	0	0	6	1	6	0	3
EPHEMERELLIDAE	7	26	18	17	6	70	1	0	0	2	0	0
HEPTAGENIIDAE	6	12	5	10	13	8	0	1	2	0	5	2
LEPTOPHLEBIIDAE	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
TRICORYTHIDAE	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	0	0
TRICHOPTERA	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
BRACHYCENTRIDAE	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GOERIDAE	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HYDROPSYCHIDAE	5	10	13	13	3	4	10	1	12	46	1	4
HYDROPTILIDAE	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4
LEPIDOSTOMATIDAE	1	2	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0
LEPTOCERIDAE	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
LIMNephilidae	0	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYCENTROPODIDAE	1	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	0
PSYCHOMYIIDAE	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
RHYACOPHILIDAE	1	5	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0
PLECOPTERA	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
CAPNIIDAE	1	1	0	1	20	3	0	0	0	0	0	0
NEMOURIDAE	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PERLIDAE	0	5	10	3	3	0	0	0	0	0	0	0
PERLODIDAE	0	3	2	3	2	0	0	0	0	0	0	0
PTERONARCYIDAE	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TAENIOPTERYGIDAE	0	0	0	0	3	2	1	0	0	1	0	0
CHLOROPERLIDAE	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIPTERA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CERATOPOGONIDAE	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHIRONOMIDAE	149	105	99	134	112	96	167	170	170	123	158	176
EMPIDIDAE	4	15	0	3	9	8	4	0	1	1	1	0
TIPULIDAE	1	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
COLEOPTERA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CURCULIONIDAE	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
ELMIDAE	0	3	4	0	1	0	0	2	0	0	1	0
HYDROPHILIDAE	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ODONATA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GOMPHIDAE	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AMPHIPODA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HYALELLIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6	0
COPEPODA	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0
ACARI	1	0	1	1	1	0	0	0	0	2	0	0
GASTROPODA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PHYSIDAE	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PLANORBIDAE	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
OLIGOCHAETA	19	2	23	5	2	7	13	17	14	11	25	6
NEMATODA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
NEMERTEA	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Abondance rarefiée*	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200

1- Taxons des invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des substrats artificiels *Hester-Dendy*

INDICES (H-D)	Cugnet	Tr3	Les	Calw	Etsn	Abe	Bn2	Bs2	Bs1	Bn1	Four	Br3	Référence:
Indices de diversité													
Shannon Wiener (H')	1.1	1.7	1.9	1.3	1.8	1.3	0.8	0.7	0.7	1.1	0.8	0.6	a
Richesse taxonomique	16	19	19	17	21	10	7	9	6	12	10	8	b
EPT	8	13	14	12	16	6	4	3	3	6	3	6	b
EPT (abondance)	23	72	72	55	75	88	16	8	15	60	7	18	b
Mesures de la composition des communautés													
% familles EPT	50	68	74	71	76	60	57	33	50	50	30	75	c
% EPT (abondance)	12	36	36	28	38	44	8	4	8	30	4	9	c
% Chironomides	75	53	50	67	56	48	84	85	85	62	79	68	c
% Insectes	90	99	88	97	99	97	94	90	93	92	84	97	c
% Insectes non-diptères	12	38	38	28	38	45	8	5	8	30	4	9	c
Mesures de la tolérance à la pollution													
EPT / Chironomides	0.2	0.7	0.7	0.4	0.7	0.9	0.1	0.0	0.1	0.5	0.0	0.1	b
% dominance	73	55	49	68	55	51	81	83	32	65	80	88	b
Nbr de taxons intolérants	6	11	9	8	10	4	2	0	0	2	0	1	d
% Tolérants	84	54	62	70	57	52	90	97	93	72	95	93	d
FBI (Hilsenhoff)	6.5	5.0	5.3	5.7	5.2	4.5	6.8	7.0	6.9	6.2	7.0	6.8	b
BMWP	91	120	119	101	117	81	97	31	25	56	39	32	e
ASPT	6.1	6.7	6.6	6.3	6.2	6.1	5.3	3.9	4.2	4.7	3.7	4.6	e
Indices multimétriques													
SCI niveau 1 (volontaire)	50	73	69	62	77	54	32	29	29	45	34	36	f
SCI niveau 2 (volontaire)	38	65	64	55	67	50	23	18	20	41	20	27	f
IBI (volontaire)	37	66	64	53	66	50	23	18	20	38	21	25	f
SCI (professionnel)	36	66	68	50	57	52	21	17	19	36	22	21	f

1- (suite) Indices biologiques calculés à partir des invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide des substrats artificiels *Hester-Dendy*

- Gerritsen, J., Carlson, R.E., Dycus, D.L., Faulkner, C., Gibson, G.R., Harcum, J. and Markowitz, S.A. 1998. Lake and reservoir Bioassessment and Biocriteria. Technical Guidance Document. US Environmental Protection Agency. EPA 841-B 98-007. 10 Chapters, Appendices A-G (<http://www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html>)
- Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K.D., Gross, S.K. and Hughes, R.M. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001. 8 chapters, Appendices A-D.
- Somers, K.M., Reid, R.A. and David, S.M. 1998. Rapid biological assessments: How many animals are enough? J. N. Am. Benthol. Soc. 17(3): 348-358.
- Barbour, T.M., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & J. B. Stribling. (1999) Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of water; Washington, D. C. www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html.
- Mackie, G. L. 2001. Applied Aquatic Ecosystem Concepts. Kendall / Hunt Publishing Company. ISBN: 0-7872-7490-9. Xxvi, 744pp.
- Tetra Tech for U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2000. A stream condition index for west Virginia wadeable streams. U. S. EPA Region 3 Environmental Services Division, and U. S. EPA Office of Science and Technology, Office of Water. 24 p. and 4 appendix.

Taxons	Cugnet	Tr3	Les	Calw	Etsn	Abe	Bn2	Bs2	Bs1	Bn1	Four	Br3
EPHEMEROPTERA	1	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
BAETIDAE	1	44	37	45	10	0	2	4	3	0	11	9
CANIDAE	0	0	1	2	0	0	0	7	3	0	4	2
EPHEMERELLIDAE	13	46	18	19	4	89	4	3	0	1	0	0
HEPTAGENIIDAE	10	42	14	20	38	8	3	0	4	0	10	7
ISONYCHIIDAE	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
LEPTOPHLEBIIDAE	4	7	3	8	36	8	0	0	0	0	0	0
TRICORYTHIDAE	0	0	0	0	0	0	3	1	3	4	1	3
TRICHOPTERA	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
BRACHYCENTRIDAE	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0
GLOSSOSOMATIDAE	0	1	13	2	2	1	0	0	0	0	0	0
GOERIDAE	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
HYDROPSYCHIDAE	27	4	13	20	14	4	30	51	40	29	100	52
HYDROPTILIDAE	0	0	0	0	1	8	1	0	0	0	1	0
LEPIDOSTOMATIDAE	0	3	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0
LEPTOCERIDAE	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
LIMNephilidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
ODONTOCERIDAE	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
PHILOPOTAMIDAE	0	1	9	3	17	1	0	0	0	0	3	4
POLYCENTROPODIDAE	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0
PSYCHOMYIIDAE	29	0	0	1	0	0	0	4	1	0	1	1
RHYACOPHILIDAE	6	0	2	6	8	0	0	0	0	0	0	0
PLECOPTERA	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CAPNIIDAE	3	0	0	1	0	8	0	0	0	0	0	0
CHLOROPERLIDAE	0	2	2	0	6	1	0	0	0	0	0	0
LEUCTRIDAE	0	0	0	0	15	1	0	0	0	0	0	0
NEMOURIDAE	0	0	0	3	1	1	0	0	0	0	0	0
PERLIDAE	0	9	3	7	2	0	0	0	0	0	0	0
PERLODIDAE	2	13	3	2	2	0	0	1	0	0	0	0
TAENIOPTERYGIDAE	1	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	1

2- Taxons des invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du *Rapid Bioassessment*.

Gras : Invertébrés benthiques qui n'ont pu être identifiés à la famille.

Taxons	Cugnet	Tr3	Les	Calw	Etsn	Abe	Bn2	Bs2	Bs1	Bn1	Four	Br3
DIPTERA	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0
ATHERICIDAE	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
CERATOPOGONIDAE	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0
CHIRONOMIDAE	43	4	39	24	12	12	125	80	88	114	41	93
DIXIDAE	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EMPIDIDAE	7	0	3	1	0	3	2	0	0	2	0	2
PHORIDAE	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
SIMULIIDAE	0	0	1	3	0	2	3	1	1	0	0	0
TABANIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TIPULIDAE	15	0	2	8	4	0	1	7	1	1	0	0
COLEOPTERA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ELMIDAE	22	14	26	17	14	15	5	22	20	14	12	8
PSEPHENIDAE	0	0	0	2	0	0	0	3	1	0	0	1
GOMPHIDAE	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
HEMIPTERA	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
VELIDAE	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
CRUSTACEA												
CLADOCERA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5
COPEPODA	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CAMBARIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ACARI	3	0	0	1	1	1	1	3	2	0	3	2
MOLLUSCA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SPHAERIIDAE	1	0	0	0	2	30	0	0	0	0	0	0
ANCYLIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
LYMNAEIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PLANORBIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HYDROBIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HIRUDINEA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA	12	1	1	0	0	1	14	12	32	31	8	8
NEMATODA	0	0	1	0	0	0	2	0	0	3	0	0
NEMERTEA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Abondance raréfiée*	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200

2- (suite) Taxons des invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du *RapidBioassessment*. **Gras** : Invertébrés benthiques qui n'ont pu être identifiés à la famille.

* Abondance totale rapportée sur 200 par échantillonnage aléatoire des bases de données à l'aide de la raréfaction (Logiciel : *EcoSim*, Acquired Intelligence Inc. , Kesey- Bear. (<http://www.uvm.edu/~biology/Faculty/Gotelli/Gotelli.html>)).

INDICES (RBP)	Cugnet	Tr3		Calw	Etsn	Abe	Bn2	Bs2	Bs1	Bn1	Four	Br3	Référence:
Indices de diversité													
Shannon Wiener (H')	2.4	2.2	2.6	2.6	2.6	2.1	1.5	1.8	1.7	1.3	1.7	1.8	a
Richesse taxonomique	18	21	24	25	26	22	18	15	15	10	16	17	b
EPT	11	14	16	17	20	14	6	8	6	3	9	8	b
EPT (abondance)	97	176	126	143	166	135	43	72	54	34	132	79	b
Mesures de la composition des communautés													
% familles EPT	61	67	67	68	77	64	33	53	40	30	56	47	c
% EPT (abondance)	49	88	63	72	83	68	22	36	27	17	66	40	c
% Chironomides	22	2	20	12	6	6	63	40	44	57	21	47	c
% Insectes	92	99	99	100	99	84	92	93	83	83	94	92	c
% Insectes non-diptères	68	96	77	82	92	91	34	56	55	41	78	53	c
Mesures de la tolérance à la pollution													
EPT / Chironomides	2.3	44.0	3.2	6.0	13.8	11.3	0.3	0.9	0.6	0.3	3.2	0.8	b
% dominance	24	24	20	22	20	40	62	42	44	57	50	43	b
Nbr de taxons intolérants	9	13	13	14	16	10	3	5	2	2	2	3	d
% Tolérants	28	3	21	13	7	22	70	50	62	73	27	54	d
FBI (Hilsenhoff)	4.2	2.9	3.8	3.6	2.9	3.2	6.1	5.4	6.0	6.3	4.8	5.7	b
BMWP	105	132	145	165	177	138	84	80	73	45	75	88	e
ASPT	6.2	6.6	6.6	6.6	7.4	6.6	5.3	5.7	5.2	5.0	5.0	5.5	e
Indices multimétriques													
SCI niveau 1 (volontaire)	73	96	90	93	97	93	53	61	53	40	66	59	f
SCI niveau 2 (volontaire)	71	98	87	92	97	94	41	56	45	30	71	55	f
IBI (volontaire)	77	99	88	93	97	94	41	55	48	34	66	52	f
SCI (professionnel)	71	95	89	93	97	83	41	53	45	34	62	51	f

2- (suite) Indices biologiques calculés à partir des invertébrés benthiques échantillonnés à l'aide de la méthode du *RapidBioassessment*

- Gerritsen, J., Carlson, R.E., Dycus, D.L., Faulkner, C., Gibson, G.R., Harcum, J. and Markowitz, S.A. 1998. Lake and reservoir Bioassessment and Biocriteria. Technical Guidance Document. US Environmental Protection Agency. EPA 841-B 98-007. 10 Chapters, Appendices A-G (<http://www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html>)
- Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K.D., Gross, S.K. and Hughes, R.M.. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001. 8 chapters, Appendices A-D.
- Somers, K.M., Reid, R.A. and David, S.M. 1998. Rapid biological assessments: How many animals are enough ? J. N. Am. Benthol. Soc. 17(3): 348-358.
- Barbour, T.M., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & J. B. Stribling. (1999) Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of water; Washington, D. C. www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html.
- Mackie, G. L. 2001. Applied Aquatic Ecosystem Concepts. Kendall / Hunt Publishing Company. ISBN: 0-7872-7490-9. Xxvi, 744pp.
- Tetra Tech for U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2000. A stream condition index for west Virginia wadeable streams. U. S. EPA Region 3 Environmental Services Division, and U. S. EPA Office of Science and Technology, Office of Water. 24 p. and 4 appendix.

Espèces diatomées	Cugnet	Tr3	Les	Calw	Etn	Abs	Bn2	Bs2	Bs1	Bn1	Four	Br3
<i>Achnanthes bioretii</i>	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes childanos</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes exigua</i> var. <i>exigua</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes impexiformis</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes laevis</i> var. <i>laevis</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	6
<i>Achnanthes lanceolata</i> spp. <i>Apiculata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>Lanceolata</i>	0	3	5	0	0	1	2	9	1	0	2	4
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>rostrata</i>	1	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>scotica</i>	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i>	32	291	4	55	74	23	0	1	0	0	0	1
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>saprophila</i>	2	0	6	11	1	3	0	4	0	0	0	0
<i>Achnanthes peragalli</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes scotica</i>	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes</i> sp. 1	0	0	0	3	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes</i> sp. 4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Achnanthes</i> spp	0	0	1	6	1	2	0	0	1	0	0	1
<i>Achnanthes stewartii</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes subatomoides</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthidium deflexum</i>	0	16	5	6	4	0	0	1	0	0	0	0
<i>Achnanthidium rivulare</i>	7	6	18	3	11	7	0	1	0	0	0	0
<i>Amphipleura pellucida</i>	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amphora pediculus</i>	0	0	0	0	2	0	1	2	0	0	0	1
<i>Aulacoseira</i> sp. <i>ambigua</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Brachysira brebissonii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachysira neoexilis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Caloneis bacillum</i>	1	0	0	0	1	0	3	3	13	33	2	5
<i>Caloneis undulata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis pediculus</i>	0	0	0	2	0	0	0	7	5	3	0	6
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>placentula</i>	0	6	31	8	9	4	6	11	3	0	7	10

3- Tableau des espèces de diatomées

Espèces diatomées	Cugnet	Tr3	Les	Calw	Etsn	Abe	Bn2	Bs2	Bs1	Bn1	Four	Br3
Complexe <i>Fragilaria capucina</i> var <i>vaucheriae</i> f. 2	0	2	0	9	1	0	0	3	0	0	0	0
Complexe <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>perminuta</i>	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
Complexe <i>Fragilaria capucina</i> var <i>vaucheriae</i>	28	3	4	25	19	26	2	0	0	0	3	0
Complexe <i>Gomphonema productum</i>	1	3	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
Complexe <i>Pinnularia cf microstauron</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	16	0	6	1	2	1	2	9	26	1	34	8
<i>Cymbella cistula</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella delicatula</i>	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella excisa</i> var <i>procera</i>	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella minuta</i>	0	0	2	1	0	0	0	1	2	0	0	0
<i>Cymbella naviculiformis</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella prostrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
<i>Cymbella reichardtii</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cymbella silesiaca</i>	7	3	11	1	3	0	0	2	27	0	0	1
<i>Cymbella sinuata</i>	1	11	7	3	8	0	0	1	2	0	0	1
<i>Cymbella tumida</i>	25	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cymbella ventricosa</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbopleura subapiculata</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diatoma vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	39	8	11	1	1	2
<i>Diploneis ovalis</i>	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>Encyonema lance-bertalotii</i>	11	0	1	3	6	5	0	3	68	0	10	8
<i>Eunotia bilunaris</i>	29	0	0	0	42	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia cf implicata</i>	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia exigua</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia incisa</i>	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia sp 1</i>	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia spp</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia subarcutoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria brevisstrata</i>	1	0	0	1	1	3	0	0	1	0	0	0

3- (suite) Tableau des espèces de diatomées

Espèces diatomées	Cugnet	Tr3	Les	Calw	Etsn	Abe	Bn2	Bs2	Bs1	Bn1	Four	Br3
<i>Fragilaria capucina</i>	0	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> forme 2	3	1	97	41	0	5	0	1	0	1	0	1
<i>Fragilaria capucina</i> forme 3	1	1	0	18	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> forme 4	3	2	1	11	1	7	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> forme 5	4	0	2	10	6	29	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> forme 6	1	15	6	5	2	14	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> forme 7	10	1	4	19	13	10	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria</i> cf. <i>microstriata</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria</i> cf. <i>nanana</i>	0	0	0	26	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria</i> cf. <i>nanana</i> forme 2	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria construens</i> var <i>construens</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria construens</i> var <i>venter</i>	14	0	0	0	5	60	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria exigua</i>	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria leptostauron</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria pinnata</i>	0	0	0	0	1	7	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria</i> spp	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria ulna</i>	13	0	30	31	11	21	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria ulna</i> var <i>acus</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Frustulia amphipleuroides</i>	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Frustulia vulgaris</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geissleria</i> sp.1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gomphonema cymbelliforme</i>	24	0	0	2	4	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gomphonema entolejum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema kobayashiae</i>	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema minutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Gomphonema olivaceum</i>	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gomphonema</i> sp. 1	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema</i> sp. 5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0

3- (suite) Tableau des espèces de diatomées

Espèces diatomées	Cugnet	Tr3	Les	Calw	Eten	Abe	Bn2	Bs2	Bs1	Bn1	Four	Br3
<i>Gyrosoma scalproides</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hantzschia amphioxys</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luticola goeppertiana</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Meridion circulare</i>	0	0	2	0	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Meridion circulare var constrictum</i>	1	0	0	0	9	1	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula antonii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula capitata</i>	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula capitatoradiata</i>	1	2	12	25	6	0	142	63	89	12	51	36
<i>Navicula cf. cincta</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	6	1	1	0
<i>Navicula clementis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula cocconeiformis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula cryptocephala</i>	17	0	16	1	0	0	5	8	5	2	0	1
<i>Navicula cryptotenella</i>	2	2	0	2	2	0	1	2	2	0	3	0
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Navicula cuspidata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Navicula decussis</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula erifuga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula gregaria</i>	3	0	2	5	0	0	34	15	13	2	20	15
<i>Navicula jaagii</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula lanceolata</i>	0	0	0	0	0	0	15	8	0	0	7	0
<i>Navicula menisculus</i>	0	2	0	0	0	0	1	0	2	0	3	1
<i>Navicula minima</i>	1	0	3	0	1	4	2	22	6	3	8	2
<i>Navicula minima forme 2</i>	2	1	0	1	0	2	10	11	10	11	41	53
<i>Navicula molestiformis</i>	2	0	0	0	0	0	0	2	1	1	2	1
<i>Navicula notha</i>	1	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0
<i>Navicula pupula complexe</i>	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula radiosa</i>	0	0	1	1	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula reichardtiana</i>	7	0	4	0	0	0	1	0	3	0	0	0
<i>Navicula rhynchocephala</i>	10	0	0	1	2	2	0	0	0	0	0	0

3- (suite) Tableau des espèces de diatomées

Espèces diatomées	Cugnet	Tr3	Les	Calw	Etsn	Abe	Bn2	Bs2	Bs1	Bn1	Four	Br3
<i>Navicula salinarum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Navicula saprophila</i>	1	0	5	0	1	0	0	10	4	1	2	1
<i>Navicula schroeteri</i>	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	1	4
<i>Navicula</i> sp. 1	0	2	0	0	0	2	0	4	1	3	3	3
<i>Navicula</i> sp. 10	0	0	1	0	3	1	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula</i> sp. 14	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula</i> sp. 15	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula</i> sp. 16	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula</i> sp. 2	0	0	0	0	0	1	1	4	4	1	5	8
<i>Navicula</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	5
<i>Navicula</i> sp. 4	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0
<i>Navicula</i> sp. 8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula</i> sp. 9	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Navicula</i> spp	0	0	5	0	0	2	0	6	0	0	1	0
<i>Navicula</i> spp "b"	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula subminuscula</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	4	0	3	7
<i>Navicula tripunctata</i>	0	0	0	0	0	0	51	10	3	2	3	3
<i>Navicula trivialis</i>	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Navicula trivialis</i> var. <i>oligotraphenta</i>	1	2	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0
<i>Navicula viridula</i> var. <i>germanii</i>	0	0	1	0	1	0	4	3	0	2	2	18
<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i>	0	0	2	0	0	0	0	2	2	0	0	0
<i>Nitzschia aciculans</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia agnita</i>	5	0	0	0	5	0	2	6	0	0	4	1
<i>Nitzschia amphibia</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1	4
<i>Nitzschia archibaldi</i>	0	0	2	0	0	1	0	2	0	0	0	0
<i>Nitzschia capitellata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia compressa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Nitzschia constricta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>dissipata</i>	55	8	46	13	26	0	15	1	0	0	2	0

3- (suite) Tableau des espèces de diatomées

Espèces diatomées	Cugnet	Tr3	Les	Calw	Etsn	Abe	Bn2	Bs2	Bs1	Bn1	Four	Br3
<i>Nitzschia dissipata</i> var <i>media</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Nitzschia draveillensis</i>	5	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia fonticola</i>	2	0	0	1	8	0	18	62	68	251	37	125
<i>Nitzschia heufferiana</i>	46	4	11	3	8	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia hungarica</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0	0	0	2	0	0	5	17	3	6	2	5
<i>Nitzschia intermedia</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	6	0
<i>Nitzschia palea</i>	29	7	12	8	2	5	27	44	18	12	48	20
<i>Nitzschia palea</i> var <i>debilis</i>	9	0	4	0	0	0	2	19	20	0	46	19
<i>Nitzschia perminuta</i>	3	0	1	2	0	2	2	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia pura</i>	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia pusilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0
<i>Nitzschia redicula</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Nitzschia sinuate</i> var <i>tabellaria</i>	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia sociabilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i> sp. 6	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i> spp	0	0	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Nitzschia tubicola</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia appendiculata</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
<i>Pinnularia subcapitata</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0
<i>Stauroneis phoenicentron</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Surirella amphioxys</i>	6	0	2	1	3	1	2	1	0	0	2	2
<i>Surirella angusta</i>	1	0	1	1	0	0	6	4	0	12	8	2
<i>Surirella brebissonii</i>	0	0	0	0	3	1	9	2	0	40	6	2
<i>Surirella minuta</i>	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Surirella ovalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Tabellaria flocculosa</i>	1	0	3	2	7	54	0	0	0	0	0	0
<i>Tabellaria flocculosa</i> forme 2	1	0	0		0	21	0	0	0	0	0	0
Abondance totale	498	407	400	401	400	400	416	419	433	402	400	405

3- (suite) Tableau des espèces de diatomées

INDICES DIATOMÉES	Cugnet	Tr3	Les	Calw	Etsn	Abe	Bn2	Bs2	Bs1	Bn1	Four	Br3	Référence:
IDEC	53	50	63	48	44	33	95	89	87	95	95	92	a
IPS	13	18	15	16	17	16	11	9	10	12	6	9	b
TDI	59	33	58	48	39	32	84	79	79	70	84	83	c
IBD	14	18	16	16	17	18	12	12	13	14	11	13	d

3- (suite) Indices biologiques calculés à partir des espèces de diatomées

- Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P., 2006. A diatom-based index for the biological assessment of Eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 1793-1811.
- Coste, M., 1982. Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Report (CEMAGREF) Q. E. Lyon A. F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, France.
- Kelly, M.G. & Whitton, B.A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.* 7: 433-444.
- Prygiel, J. & M.Coste. (2000) Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées (IBD), NF T 90-354. 134 pages.

ANNEXE VIII

Matrices Environnementales

Variables Physico-chimiques et d'habitat

Variables Physico-chimiques

	Carbone organique dissous (COD) mg/l	Conductivité (COND) μ S/cm	Azote total (NTOT) mg/L N	% de saturation en oxygène (O2)	Oxygène dissous (O2 DIS) mg/l	pH	Phosphore total persulfate (P-TOT) mg/L P	Température (TEMP) °C	Turbidité (TUR) UNT	Matières en suspension (MES) mg/l	Carbone inorganique dissous (DIC) ppm	Alcalinité (ALCAL) ueq/L
Cugnet	14.3	0.24	3.4	76	8.5	7.7	0.023	7.2	18	2.0	14	1128
TR3	3.7	0.65	0.3	88	10.0	7.8	0.007	6.1	57	3.9	4	368
Les	3.4	0.10	0.7	86	9.8	7.8	0.005	6.3	3	0.7	5	435
Calw	9.1	0.13	1.2	92	10.2	8.3	0.005	7.8	8	0.7	9	698
ETSN	6.1	0.08	0.4	78	8.7	7.8	0.005	7.8	6	0.5	6	531
ABE	6.9	0.07	0.4	84	9.3	7.3	0.007	7.7	7	0.6	10	305
BN2	6.4	0.34	4.0	114	11.9	9.2	0.053	10.1	29	3.7	18	1456
BS2	4.6	0.34	5.0	121	12.3	9.2	0.040	11.2	38	1.5	18	1570
BS1	4.8	0.33	4.6	141	13.6	9.6	0.050	13.7	17	1.3	18	1696
BN1	5.6	0.38	4.3	121	11.4	9.5	0.070	14.8	25	1.5	20	1735
Four	10.1	0.61	6.6	83	8.2	8.7	0.063	11.5	40	5.9	22	1842
BR3	7.3	0.37	2.3	93	9.3	9.4	0.053	12.4	18	2.5	17	1329
Transformation	Racine carrée	Racine carrée	Racine carrée	Logarithme en base 10	Racine carrée	Non transformée	Logarithme népérien	Racine carrée	Racine carrée	Racine carrée	Logarithme népérien	Racine carrée

Valeurs moyennes des variables physico-chimique prises aux sites d'échantillonnages des organismes aquatiques (invertébrés benthiques, *RBP*, *H-D* et diatomées) obtenues à partir de 3 mesures prises le 13 août, 15 septembre et 6 octobre 2003 (période correspondant au temps d'immersion des substrat artificiels *Hester-Dendy* . La récolte des invertébrés avec la technique du RBP et la récolte des diatomées ont été récolté à l'intérieur cette période). Sites de référence en vert et sites agricoles en rouge.

Variables d'habitat : Les substrats artificiels *Hester-Dendy*

	Type d'écoulement régulier(REG) %	Type d'écoulement eau vive- rapide (VIVRAP) %	Vitesse du courant (VITCOU) *cote 1 à 3	Transparence de l'eau (TRANSP) *cote 1 à 3	Erosion des rives (ERORIVE) *cote 0 à 3	Composition des rives herbacées (HERB) %	Composition des rives: arbres et arbustes (ARBUARBO) %	Composition des rives : pâturages et cultures (PATCUL) %	Couvert forestier au dessus du cours d'eau (COUFOR) %	Profondeur des substrats artificiels <i>Hester-Dendy</i> (PROFSUBS) en centimètre
Cugnet	90	0	2	2	0	0	100	0	40	40
TR3	0	100	3	3	1	10	90	0	30	70
Les	0	50	2	3	0	0	100	0	20	80
Calw	0	100	2	3	0	0	100	0	10	30
ETSN	90	10	2	3	0	0	100	0	60	35
ABE	0	100	2	3	0	0	100	0	25	32
BN2	80	20	2	1	0	100	0	0	0	30
BS2	100	0	1	1	1	90	10	0	5	50
BS1	100	0	1	1	2	30	0	70	0	40
BN1	80	20	2	3	1	30	0	70	0	20
Four	100	0	1	1	0	33	66	0	60	50
BR3	100	0	1	2	0	10	90	0	20	55
Transformation	Arcsinus de la racine carrée	Arcsinus de la racine carrée	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Arcsinus de la racine carrée	Arcsinus de la racine carrée	Arcsinus de la racine carrée	Arcsinus de la racine carrée	Logarithme en base 10

Variables d'habitat obtenues à partir de la fiche de caractérisation (annexe I) utilisée avec la méthode d'échantillonnage des invertébrés benthiques : Les substrats artificiels *Hester-Dendy* (annexe I). Sites de référence en vert et sites agricoles en rouge.

* Les caractéristiques d'habitat (VITCOU, TRANSP et ERORIVE) ont été traduit par une cote de façon à faciliter les analyses statistiques.

Les variables d'habitat ont été évaluées visuellement sur le terrain par l'auteur lors de la pose des substrats artificiels et notées à l'aide de la fiche de caractérisation (annexe I) utilisée avec la méthode d'échantillonnage des invertébrés benthiques : Les substrats artificiels *Hester-Dendy*. Cette fiche de caractérisation provient du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP).

Variables d'habitat : *Rapid Bioassessment*

	Présence de matière organique sur le substrat (ESUBORG)	Variables d'habitat* ayant servies au calcul de l'Indice Habitat (IH)														Indice habitat (IH)**
		1-substrat benthique/ disponibilité des abris	2- ensablement/ envasement	3-régime vélacité/ profondeur	4- sédimentation	5-degré de marnage	6- modification du cours d'eau	7-fréquence des rapides	8-stabilité des berges droite	8-stabilité des berges gauche	9-protection végétale droite	9-protection végétale gauche	10-largeur de la zone riveraine droite	10-largeur de la zone riveraine gauche		
CUGNET	0	16	15	16	10	19	19	15	5	5	10	10	10	10	160	
TR3	0	16	17	18	13	18	20	18	5	6	10	10	10	10	171	
LES	0	19	19	20	15	15	20	20	7	8	10	10	10	10	183	
CALW	0	20	19	20	20	19	20	20	10	10	10	10	10	10	198	
ETSN	0	17	18	19	19	20	20	20	10	10	9	10	10	10	192	
ABE	0	20	20	19	19	20	15	19	10	10	9	9	10	10	190	
BN2	1	19	19	20	19	18	15	19	9	9	6	6	3	3	165	
BS2	1	17	19	17	19	19	15	16	9	9	6	8	5	6	165	
BS1	1	12	16	14	13	18	12	16	5	5	4	4	2	2	123	
BN1	1	16	16	10	19	15	14	16	5	5	4	5	2	2	129	
FOUR	1	17	17	16	19	18	15	6	5	5	6	5	9	6	144	
BR3	1	20	20	20	20	11	15	17	9	9	8	8	5	5	167	
Transformation	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Non transformée	Racine carrée	

Variables d'habitat obtenues à partir de la fiche de caractérisation utilisée avec la méthode d'échantillonnage des invertébrés benthiques : *Rapid Bioassessment* (annexe II). Sites de référence en vert et sites agricoles en rouge.

* Pour consulter la description des variables d'habitat, numérotées de 1 à 10, ayant servies au calcul de l'Indice Habitat (IH) voir l'annexe II.

** Somme des valeurs des variables d'habitat numérotées de 1 à 10.