

# Indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et son application en milieu agricole

Cours d'eau peu profonds  
à substrat grossier



**Photos de la page couverture (Julie Moisan, MDDEFP) :**

- Photo du haut : rivière Calway, bassin versant de la rivière Chaudière
- Photos en médaillon : coléoptère, plécoptère et trichoptère
- Photo du bas : rivière de l'Esturgeon, bassin versant de la rivière Châteauguay

**Référence à citer**

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

**Mots clés** : indice, intégrité biotique, intégrité biologique, macroinvertébrés benthiques, benthos, ISB<sub>g</sub>, santé, IHQ, IQBR, habitat, cours d'eau, rivière, ruisseau, substrat grossier, agriculture, milieu agricole, Québec, basses-terres du Saint-Laurent, biosurveillance

Ce document peut être consulté sur le site Internet du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs à l'adresse [www.mddefp.gouv.qc.ca](http://www.mddefp.gouv.qc.ca).

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2012

ISBN 978-2-550-66035-4 (PDF)

© **Gouvernement du Québec, 2012**

# ÉQUIPE DE RÉALISATION

## Rédaction

Lyne Pelletier<sup>1</sup>, biologiste, M. Sc. de l'Environnement  
Julie Moisan<sup>1</sup>, spécialiste en sciences physiques

## Échantillonnage

Julie Moisan  
Roger Audet<sup>1</sup>  
Guillaume Desrosiers<sup>1</sup>  
Lyne Pelletier

## Tri et identification des macroinvertébrés benthiques au laboratoire de la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSEE)

Julie Moisan  
Roger Audet  
Martine Blais<sup>1</sup>  
Jacynthe Létourneau<sup>1</sup>  
Estelle Nolet<sup>1</sup>  
Jean-Philippe Baillargeon<sup>1</sup>  
Guillaume Desrosiers  
Jonathan Pedneau<sup>2</sup>  
René Therreault<sup>1</sup>

## Révision scientifique

Martine Grenier, biogéographe, Ph. D.<sup>3</sup>  
Bert Klein, biologiste, Ph. D.<sup>1</sup>  
Yves Lefebvre, spécialiste en sciences physiques, M. Sc. Eau<sup>1</sup>

## Révision linguistique

Bla bla rédaction

## Mise en page et graphisme

France Gauthier<sup>1</sup>  
Mona Frenette<sup>1</sup>  
Murielle Gravel<sup>1</sup>

## Coordination à la diffusion

Johanne Bélanger<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup> Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs

<sup>2</sup> Groupe d'éducation et d'écovigilance de l'eau

<sup>3</sup> CIMA+ s.e.n.c.



## RÉSUMÉ

La surveillance biologique est reconnue comme une composante essentielle des programmes de surveillance de la qualité de l'eau. Les indices d'intégrité biotique, dont ceux basés sur les macroinvertébrés benthiques (benthos), servent à évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques. En effet, les organismes vivants intègrent, dans le temps et l'espace, l'ensemble des caractéristiques de leur habitat. L'élaboration de l'indice de santé du benthos pour les cours d'eau peu profonds à substrat grossier (ISB<sub>g</sub>) a nécessité une campagne de collecte de données qui s'est échelonnée de 2003 à 2008. Celle-ci a permis de récolter 83 échantillons de macroinvertébrés benthiques provenant de 64 stations localisées dans des petits cours d'eau à substrat grossier des basses-terres du Saint-Laurent, du piedmont laurentien et des Appalaches. Parmi ces 83 échantillons, certains correspondent à des stations de référence (peu ou pas perturbées) et à des stations dégradées, alors que d'autres présentent un gradient de pressions anthropiques, principalement de pollution diffuse d'origine agricole (stations tests). Les stations désignées sous les vocables « référence » et « dégradées » le sont à partir de critères indépendants de la communauté benthique en place. L'évaluation du niveau d'intégrité biologique est effectuée en utilisant l'Approche des conditions de référence (ACR). Ainsi, les communautés de macroinvertébrés des stations dégradées et tests sont comparées aux communautés des stations de référence. C'est le niveau de différence entre les communautés qui détermine le niveau de dégradation des stations.

Deux objectifs sont poursuivis dans cette étude : évaluer la performance de l'ISB<sub>g</sub> du Québec et utiliser cet indice pour statuer sur l'état de santé des cours d'eau à substrat grossier dans les stations échantillonnées entre 2003 et 2008.

Selon les résultats obtenus lors de l'évaluation de la performance, de la discrimination et de la sélection des variables de l'indice de santé du benthos des cours d'eau à substrat grossier, aucun point majeur ne justifie d'effectuer des modifications à la version actuelle de l'indice. Ainsi, l'ISB<sub>g</sub> est constitué des six variables suivantes : le nombre total de taxons, le nombre de taxons EPT (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères), le pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae, le pourcentage de Chironomidae, le pourcentage des deux taxons dominants et l'indice biotique d'Hilsenhoff (HBI). L'ISB<sub>g</sub> s'accompagne d'une échelle variant de 0 à 100 séparée en cinq classes de qualité. La borne principale, ou biocritère, se situe à 72,7 %. Ainsi, des valeurs de l'ISB<sub>g</sub> égales ou supérieures à 72,7 % désignent des cours d'eau en « bonne » santé. Cette classe de « bonne » santé a été subdivisée afin de former une classe de « très bonne » santé regroupant les valeurs supérieures à 89,1 %. Les valeurs inférieures au biocritère appartiennent à la classe de qualité « précaire », « mauvaise » ou « très mauvaise ». Ces trois classes ont la même amplitude, et une zone d'incertitude ou « zone grise » de 10 points est située sous le biocritère de 72,7 %.

Les résultats obtenus du calcul de cet indice aux 83 échantillons recueillis entre 2003 et 2008, montrent que les communautés de macroinvertébrés benthiques sont en très bonne et bonne santé à 43,4 % des stations, en santé précaire à 36,1 % des stations, en mauvaise santé à 19,3 % des stations et en très mauvaise santé à 1,2 % d'entre elles. L'utilisation du territoire dans ces petits bassins versants influe grandement sur la composition de la communauté benthique. Plus les superficies en culture occupent une grande portion du territoire, occasionnant par le fait même une diminution du territoire forestier, plus la communauté benthique est susceptible d'être en

mauvaise santé. Selon les résultats obtenus dans cette étude, les communautés de macroinvertébrés se trouvent sous le biocritère, c'est-à-dire sous la classe « bonne » santé, lorsque la superficie en culture occupe plus de 40 % du bassin versant. Il n'est toutefois pas possible de mettre en évidence la ou les causes directes de cette diminution de l'intégrité. Lorsque l'agriculture occupe une forte proportion du territoire, plusieurs composantes de l'écosystème sont modifiées en même temps et sont susceptibles d'avoir des effets sur les communautés benthiques. Ainsi, des modifications ont été observées tant sur le plan de la qualité de l'eau, particulièrement avec l'augmentation des concentrations en éléments nutritifs (azote et phosphore), de la conductivité et de la turbidité, que sur celui de la qualité des habitats, particulièrement avec la diminution et la perte d'habitats aquatiques et riverains. En somme, l'ISB<sub>g</sub> élaboré pour les basses-terres du Saint-Laurent, le piedmont laurentien et les Appalaches s'est avéré un outil sensible pour déceler les effets de la pollution diffuse d'origine agricole ainsi que des pressions d'origine urbaine. L'ISB<sub>g</sub> permet donc d'évaluer l'état de santé des cours d'eau peu profonds à substrat grossier à partir du niveau d'intégrité des communautés de macroinvertébrés benthiques.

## Table des matières

1	Introduction.....	1
2	Méthodologie.....	4
2.1	Stations d'échantillonnage.....	4
2.2	Collecte des données.....	5
2.2.1	<i>Échantillonnage des macroinvertébrés benthiques et analyse des échantillons.....</i>	<i>5</i>
2.2.2	<i>Utilisation du territoire et habitat.....</i>	<i>6</i>
2.2.3	<i>Physicochimie de l'eau.....</i>	<i>7</i>
2.3	Sélection des stations de référence et des stations dégradées.....	7
2.3.1	<i>Critères quantitatifs pour la sélection des stations.....</i>	<i>9</i>
2.4	Homogénéité des stations.....	15
3	Élaboration d'un indice multimétrique.....	22
3.1	Variables candidates.....	22
3.2	Évaluation des variables.....	24
3.2.1	<i>Évaluation et choix de la première variable de chaque catégorie.....</i>	<i>28</i>
3.2.2	<i>Évaluation et choix de la deuxième variable de chaque catégorie.....</i>	<i>31</i>
3.3	Valeurs de référence et formule de standardisation.....	37
3.4	Indice de santé du benthos (ISB <sub>g</sub> ).....	39
3.4.1	<i>Borne principale de l'indice ou biocritère.....</i>	<i>40</i>
3.4.2	<i>Classes de l'indice.....</i>	<i>41</i>
3.4.3	<i>Variation de l'indice.....</i>	<i>42</i>
4	Résultats et discussion.....	43
4.1	Classement des stations selon l'ISB <sub>g</sub> .....	43
4.2	Relations entre l'ISB <sub>g</sub> et les autres données.....	51
4.2.1	<i>Occupation du territoire.....</i>	<i>52</i>
4.2.2	<i>Indice de qualité d'habitat et indice de qualité de la bande riveraine.....</i>	<i>56</i>
4.2.3	<i>Qualité de l'eau.....</i>	<i>58</i>
5	Conclusion.....	62
6	Références bibliographiques.....	64

## Liste des tableaux

Tableau 1	Stations de référence ou les moins perturbées.....	11
Tableau 2	Stations désignées comme dégradées.....	13
Tableau 3	Variables retenues pour analyse et réponse attendue de celles-ci à l'augmentation des perturbations.....	23
Tableau 4	Variables de la version préliminaire de l'indice de santé du benthos .....	24
Tableau 5	Variables retenues pour évaluation.....	27
Tableau 6	Corrélations ( $r_s$ ) entre les variables de richesse taxonomique .....	29
Tableau 7	Corrélations ( $r_s$ ) entre les variables de composition taxonomique .....	30
Tableau 8	Corrélations ( $r_s$ ) entre les variables de tolérance à la pollution .....	31
Tableau 9	Corrélations ( $r_s$ ) des huit variables de composition taxonomique avec les variables des autres catégories évaluées.....	33
Tableau 10	Corrélations ( $r_s$ ) des neuf variables de tolérance à la pollution avec des variables sélectionnées dans les deux autres catégories .....	35
Tableau 11	Corrélations ( $r_s$ ) entre les six variables choisies pour l'indice de santé du benthos.....	36
Tableau 12	Six variables composant l'indice de santé du benthos des cours d'eau à substrat grossier, valeurs de référence et formules de standardisation.....	39
Tableau 13	Statistiques descriptives et centiles des stations de référence .....	41
Tableau 14	Classes de qualité de l'indice de santé du benthos ( $ISB_g$ ).....	42
Tableau 15	Variation interannuelle de l' $ISB_g$ dans sept rivières.....	46
Tableau 16	Corrélations ( $r_s$ ) entre l' $ISB_g$ et l'occupation du territoire de toutes les stations <sup>1</sup> .....	53
Tableau 17	Corrélations ( $r_s$ ) entre les paramètres physicochimiques de l'eau et l'occupation du territoire de toutes les stations .....	54
Tableau 18	Corrélations ( $r_s$ ) entre les variables d'habitat et l'occupation du territoire de toutes les stations.....	55
Tableau 19	Corrélations ( $r_s$ ) entre les variables d'habitat et l' $ISB_g$ .....	57
Tableau 20	Corrélations ( $r_s$ ) entre les paramètres physicochimiques de l'eau et l' $ISB_g$ .....	58

## Liste des figures

Figure 1	Localisation des stations d'échantillonnage pour la période 2003-2008.....	4
Figure 2	Terminologie employée pour les stations de référence en fonction du niveau de stress sur un territoire (adapté de Stoddard <i>et al.</i> , 2006) .....	8
Figure 3	Occupation du territoire aux stations de référence .....	11

Figure 4	Concentration médiane de phosphore total (mg/l) dans l'eau aux stations de référence .....	12
Figure 5	Concentration médiane d'azote total (mg/l) dans l'eau aux stations de référence .....	12
Figure 6	Occupation du territoire aux stations dégradées.....	14
Figure 7	Concentration médiane de phosphore total (mg/l) dans l'eau aux stations dégradées .....	14
Figure 8	Concentration médiane d'azote total (mg/l) dans l'eau aux stations dégradées.....	15
Figure 9a	Boîtes à moustaches des principales variables de l'habitat et de la qualité de l'eau des stations de référence par province naturelle.....	18
Figure 9b	Graphique de type boîte à moustaches ( <i>boxplot</i> ).....	19
Figure 10	Boîtes à moustaches des principales variables de communautés aux stations de référence par province naturelle .....	21
Figure 11	Boîte à moustaches représentant la distribution des valeurs du nombre de taxons EPT entre les stations de référence et dégradées .....	25
Figure 12	Boîte à moustaches représentant la distribution des valeurs du pourcentage de Chironomidae entre les stations de référence et dégradées .....	25
Figure 13	Boîtes à moustaches représentant la distribution des valeurs des variables qui montrent des chevauchements entre les stations de référence et dégradées.....	28
Figure 14	Distribution des valeurs du nombre de taxons EPT obtenues dans les stations de référence et dégradées.....	29
Figure 15	Distribution des valeurs du pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae obtenues dans les stations de référence et dégradées .....	30
Figure 16	Distribution des valeurs de l'HBI obtenues dans les stations de référence et dégradées .....	31
Figure 17	Distribution des valeurs du nombre total de taxons obtenues dans les stations de référence et dégradées.....	32
Figure 18	Distribution des valeurs du pourcentage de Chironomidae obtenues dans les stations de référence et dégradées .....	34
Figure 19	Distribution des valeurs des deux taxons dominants obtenues dans les stations de référence et dégradées .....	35
Figure 20	Relation entre les variables corrélées et linéarité .....	37
Figure 21	Distribution des valeurs de l'ISB <sub>g</sub> des stations de référence .....	41
Figure 22	Classement de l'ISB <sub>g</sub> obtenu aux stations échantillonnées entre 2003 et 2008 .....	45
Figure 23	Variation de l'ISB <sub>g</sub> dans les stations désignées <i>a priori</i> comme de référence en fonction des provinces naturelles.....	47
Figure 24	Utilisation du territoire dans le bassin de la rivière de l'Esturgeon.....	50

Figure 25	Relation entre l'ISB <sub>g</sub> et l'occupation du territoire par l'agriculture.....	53
Figure 26	Relation entre l'ISB <sub>g</sub> et l'occupation du territoire par la forêt.....	54
Figure 27	Boîtes à moustaches du pourcentage d'occupation du territoire selon les classes de qualité de l'ISB <sub>g</sub> .....	56
Figure 28	Relation entre l'ISB <sub>g</sub> et l'IQH.....	57
Figure 29	Boîtes à moustaches de l'IQH et de l'IQBR selon les classes de qualité de l'ISB <sub>g</sub> .....	58
Figure 30	Boîtes à moustaches de quelques paramètres de la qualité de l'eau, tels la conductivité, l'azote total et le phosphore total, selon les classes de qualité de l'ISB <sub>g</sub> .....	60
Figure 31	Intégrité biotique des cours d'eau à substrat grossier échantillonnés entre 2003 et 2008.....	61

### Liste des annexes

Annexe 1	Positionnement des stations échantillonnées entre 2003 et 2008.....	73
Annexe 2	Qualité de l'eau – paramètres et limites de détection.....	74
Annexe 3	Signification des abréviations.....	74
Annexe 4	Boîtes à moustaches des 25 variables évaluées entre les stations de référence et les stations à forte vocation agricole.....	75
Annexe 5	Description biophysique et physicochimique des stations échantillonnées entre 2003 et 2008.....	77
Annexe 6	Valeurs standardisées en pourcentage des six variables composant l'ISB <sub>g</sub> .....	78
Annexe 7	Valeurs des six variables composant l'ISB <sub>g</sub> .....	80

### Liste des sigles

AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
ACR	Approche des conditions de référence
BQMA	Banque de données sur la qualité du milieu aquatique
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CIC	Canards Illimités Canada
COGIRMA	Comité de gestion intégrée des ressources en milieu agricole
CSL	Centre Saint-Laurent
DSEE	Direction du suivi de l'état de l'environnement
EC	Environnement Canada
ESRI	<i>Environmental Systems Research Institute Inc.</i>
IQBR	Indice de qualité de la bande riveraine
IQH	Indice de qualité d'habitat
ISB <sub>g</sub>	Indice de santé du benthos pour les cours d'eau à substrat grossier

HBI	Indice biotique d'Hilsenhoff ( <i>Hilsenhoff Biotic Index</i> )
LANDSAT	<i>Land Remote-Sensing Satellite</i>
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MENV	Ministère de l'Environnement
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MRNFP	Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs
PNE	Politique nationale de l'eau
SIG	Système d'information géographique
SCF	Service canadien de la faune
U.S. EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>



## 1 Introduction



Au Québec, les petits cours d'eau que l'on peut traverser à pied sont nombreux. En distance linéaire, ils représentent plus de 85 % de tous les ruisseaux et rivières à écoulement permanent. Ces petits cours d'eau alimentent les grandes rivières qui sillonnent le Québec. Documenter l'état des communautés biologiques de ces cours d'eau apporte une information qui intègre tant la qualité chimique de l'eau que de l'habitat (substrat, bande riveraine). L'un ou l'autre de ces aspects peut démontrer une excellente intégrité, mais ce sont ultimement les êtres vivants qui sont les témoins de tous les facteurs chimiques et physiques ainsi que de leurs interactions. L'intégrité biotique ou biologique est définie comme étant la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté équilibrée, intégrée et capable de s'adapter aux changements. Une communauté en santé aura, pour une région donnée, une composition d'espèces, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles d'un écosystème naturel (Karr et Dudley, 1981).

Plusieurs communautés biologiques, comme les diatomées, les macroinvertébrés benthiques et les poissons, peuvent être utilisées pour évaluer l'intégrité biotique des écosystèmes aquatiques (Barbour *et al.*, 1999). Chacun de ces indicateurs biologiques intègre différentes échelles spatiotemporelles en raison de son cycle de vie, de sa physiologie et de sa mobilité variable. Les diatomées sont de bons indicateurs de la qualité de l'eau et du niveau d'eutrophisation des cours d'eau. Elles intègrent les variations physicochimiques de l'eau sur une période de une à cinq semaines (Lacoursière *et al.*, 2011). Les macroinvertébrés benthiques, quant à eux, sont de bons indicateurs des conditions locales des écosystèmes aquatiques. Ils intègrent les variations de leur habitat physique et physicochimique à court et à moyen terme. La plupart des espèces ont un cycle de vie complexe d'environ un an, allant jusqu'à quelques années (Barbour *et al.*, 1999). Enfin, les poissons sont de bons indicateurs des conditions générales à moyen et à long terme (généralement plusieurs années) des écosystèmes aquatiques. Ils intègrent les variations de leur habitat physique et physicochimique dans le temps et l'espace, car plusieurs espèces vivent longtemps et se déplacent dans le réseau hydrographique (Barbour *et al.*, 1999).

Au Québec, la Politique nationale de l'eau (PNE) souligne la nécessité de protéger la qualité de l'eau et les écosystèmes aquatiques. Dans une perspective de protection de la biodiversité, la PNE mentionne qu'il faudra « intensifier les activités d'acquisition de connaissances et de développement en soutien aux interventions visant la protection et la restauration des habitats fauniques, des milieux aquatiques, riverains et humides » (MENV, 2002). En 2006, la Loi sur le développement durable (Gouvernement du Québec, 2006) réaffirme l'importance de maintenir l'intégrité de l'environnement pour assurer la santé et la sécurité des communautés humaines et préserver les écosystèmes qui entretiennent la vie. En 2009, la Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection (Gouvernement du Québec, 2009) est venue souligner qu'étant « d'intérêt vital, l'eau de surface et l'eau souterraine, dans leur état naturel, sont des ressources qui font partie du patrimoine commun de la nation québécoise ». La protection des ressources en eau est accentuée. Des actions et des mesures coercitives peuvent ainsi être intentées si des dommages sont causés aux ressources en eau, notamment par une altération de leurs propriétés physiques, chimiques ou biologiques, de leurs fonctions écologiques ou de leur état quantitatif. La remise à l'état initial ou dans un état s'en rapprochant est prévue parmi les actions de réparation. L'élaboration d'outils de gestion permettant de rendre compte du

niveau d'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques est donc essentielle. La détermination des conditions de référence est un élément critique pour l'évaluation de l'intégrité biotique ainsi que pour la définition d'objectifs de restauration des écosystèmes aquatiques.

Plusieurs activités humaines sont susceptibles d'altérer la qualité des cours d'eau, qu'elles appartiennent aux secteurs urbain, agricole ou à d'autres secteurs industriels, telles les mines et la foresterie. Ces activités modifient la qualité de l'eau ainsi que celle des habitats aquatiques et riverains. Les organismes vivant dans le milieu aquatique peuvent être plus ou moins atteints par ces dégradations. C'est donc en tant que témoins de l'état de leur milieu que sont utilisés les macroinvertébrés benthiques comme indicateurs biologiques. Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes visibles à l'œil nu, tels les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers, qui habitent le fond des cours d'eau. Leur utilisation comme indicateurs biologiques comporte de nombreux avantages, dont leur sédentarité, leur cycle de vie varié, leur grande diversité et leur tolérance variable à la contamination et à la dégradation de leur habitat. Ils sont reconnus et employés dans de nombreux programmes de suivis environnementaux, particulièrement aux États-Unis, en Europe, en Australie et en Nouvelle-Zélande et, plus récemment, au Canada pour évaluer l'intégrité écologique (intégrité physique, chimique et biologique) des milieux aquatiques (U.S. EPA, 2011; Commission européenne, 2000; EC, 2011). Il existe de nombreux indices multimétriques (*multimetric index*) adaptés aux petits cours d'eau à substrat grossier, mais en importer l'application d'un territoire à un autre doit être fait avec précaution. Barbour *et al.* (1999) recommandent dans ce cas d'en faire la calibration avec les résultats obtenus dans la région étudiée ou d'en élaborer un, adapté à la problématique et au territoire étudiés.

À l'instar d'autres provinces, États et pays, le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) a établi des protocoles pour réaliser le suivi de l'intégrité biotique des cours d'eau basé sur les macroinvertébrés benthiques. Ces protocoles sont réalisables dans des ruisseaux et des rivières peu profondes à substrat grossier (Moisan et Pelletier, 2008) et à substrat meuble (Moisan et Pelletier, 2011). Un deuxième indice de santé du benthos a été élaboré pour les cours d'eau à substrat meuble, l'ISB<sub>m</sub> (MDDEFP, 2012). Les résultats de la présente étude sont issus de l'échantillonnage effectué par le MDDEFP dans les petits cours d'eau à substrat grossier de 2003 à 2008. Le territoire à l'étude est majoritairement soumis à la pollution diffuse dans des bassins versants à vocation agricole.

Aux États-Unis, la pollution diffuse est principalement responsable de la dégradation des écosystèmes aquatiques, et elle a des effets délétères sur la qualité de l'eau et les habitats aquatiques, particulièrement dans les ruisseaux et les rivières (U.S. EPA, 1994; U.S. EPA, 2009). Les répercussions générées par les activités agricoles couramment rapportées dans la littérature sont les suivantes : l'érosion des sols, qui augmente la sédimentation et la turbidité; le retrait de la végétation riveraine, qui augmente la lumière et diminue les intrants organiques grossiers (feuilles, débris végétaux, etc.); l'enrichissement en substances nutritives par le ruissellement des fertilisants; l'augmentation de la demande en oxygène; et la présence de pesticides dans les eaux de surface (Cooper, 1993; Delong et Brusven, 1998; Whiles *et al.*, 2000; Stone *et al.*, 2005). L'absence de végétation riveraine en bordure des cours d'eau en milieu agricole peut également engendrer une augmentation de la température de l'eau (Grégoire et Trencia, 2007). Toutes ces perturbations peuvent causer une diminution de la diversité des macroinvertébrés. L'élimination des organismes les moins tolérants à la pollution permet l'augmentation et la dominance des organismes généralistes plus tolérants (Delong et Brusven, 1998). Les problèmes spécifiques

engendrés par ces modifications du territoire sont difficiles à pointer en raison du caractère diffus des sources et de la nature épisodique des perturbations (Whiles *et al.*, 2000).

Les objectifs de cette étude sont d'évaluer la performance de l'indice de santé du benthos élaboré pour les cours d'eau peu profonds à substrat grossier (ISB<sub>g</sub>) du Québec, qui attribue une cote unique permettant la mesure du niveau d'intégrité biotique d'un écosystème aquatique, et d'appliquer l'ISB<sub>g</sub> afin de vérifier l'état de santé des cours d'eau à substrat grossier aux stations échantillonnées entre 2003 et 2008.

Dans ce rapport, les trois composantes de l'intégrité écologique sont documentées : l'intégrité biologique par la communauté benthique en place, l'intégrité physique par les données d'habitat et l'intégrité chimique par les données de qualité de l'eau.

## 2 Méthodologie

### 2.1 Stations d'échantillonnage

Les 64 stations échantillonnées, totalisant 83 échantillons, sont situées dans les provinces naturelles des basses-terres du Saint-Laurent, des Appalaches et du piedmont laurentien. Huit stations ont été échantillonnées plus d'une année (de une à six années) afin d'analyser la variabilité interannuelle des communautés de macroinvertébrés. En concordance avec la méthode de Burton et Gerritsen (2003), ces échantillons ont été considérés comme indépendants et font partie de toutes les analyses des données. La figure 1 et l'annexe 1 présentent l'emplacement des stations d'échantillonnage. Ces stations se situent à des altitudes variant de 5 à 356 m. Elles sont localisées dans 25 bassins versants dont la liste se trouve à l'annexe 1. L'occupation du territoire par l'agriculture en amont de la station varie de 0 à 82,5 %, alors que les forêts occupent de 7 à 98 % du territoire. Puisque la composition et la diversité des communautés benthiques dépendent des différents facteurs naturels inhérents à la géomorphologie et à la physicochimie de l'eau des bassins versants (Burton et Gerritsen, 2003), la récolte des macroinvertébrés benthiques a été réalisée dans des cours d'eau à substrat grossier dont la superficie drainée variait majoritairement de 10 à 300 km<sup>2</sup> et dont l'ordre de Strahler<sup>1</sup> variait majoritairement de 2 à 4. La nature du substrat étant un élément déterminant dans la composition et la diversité des communautés de macroinvertébrés benthiques et afin de minimiser la variabilité naturelle des communautés biologiques, un autre indice de santé du benthos a été élaboré pour évaluer l'intégrité des communautés de macroinvertébrés benthiques des cours d'eau à substrat meuble dans une étude analogue à celle-ci (MDDEFP, 2012).

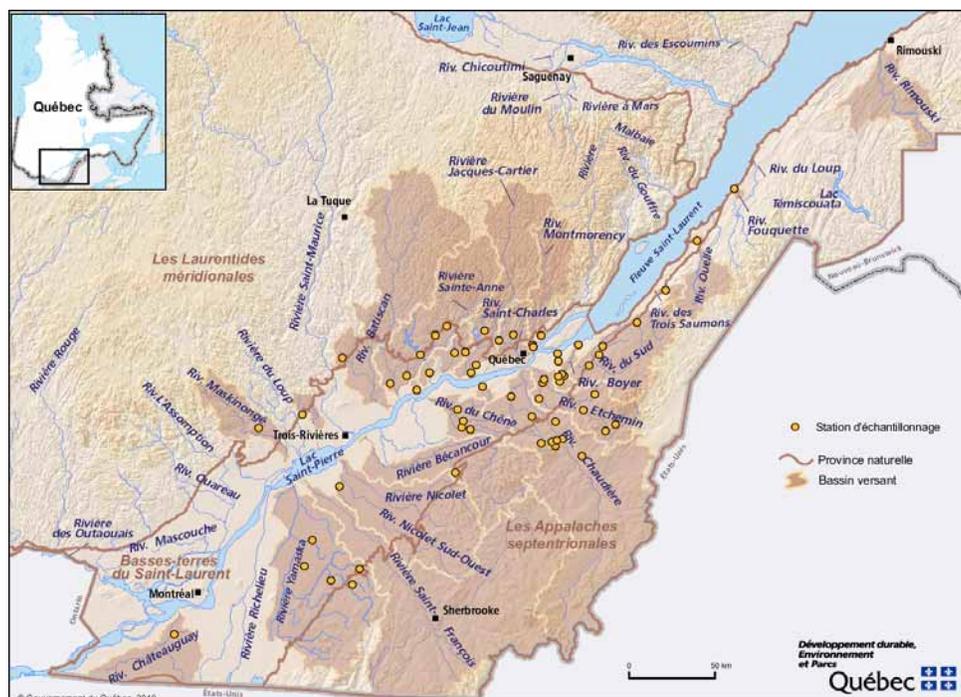


Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage pour la période 2003-2008

<sup>1</sup> Classification du réseau hydrographique selon Strahler (1957)

## 2.2 Collecte des données

Depuis 2003, la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSEE) travaille activement à bâtir une base de données intégrant différentes caractéristiques des milieux aquatiques (macroinvertébrés benthiques, habitats physiques et chimiques). Les données taxonomiques des macroinvertébrés benthiques et les données relatives à l'habitat sont conservées dans la Banque de données sur la faune aquatique et son environnement de la DSEE. Les données de qualité de l'eau, quant à elles, sont conservées dans la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA).

Ainsi, les trois composantes de l'intégrité écologique ont été documentées dans ce rapport : l'intégrité physique par les données d'habitat aquatique et riverain, l'intégrité chimique par les analyses d'eau et, finalement, l'intégrité biologique par la communauté benthique en place.

### 2.2.1 *Échantillonnage des macroinvertébrés benthiques et analyse des échantillons*

Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse des échantillons en laboratoire sont brièvement décrites dans la présente section. Le lecteur qui désire un complément d'information doit consulter Moisan et Pelletier (2008).

#### Échantillonnage

L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques a été effectué à l'automne (septembre et octobre). Cette saison a été retenue afin d'évaluer les effets des conditions ayant eu cours durant la période estivale. Chaque station mesure 100 m de longueur. L'échantillonnage a été réalisé dans les seuils et les plats courants de la station à l'aide d'un filet troubleau (*D-net*) d'une maille d'ouverture de 600 µm. Un échantillon composite a été obtenu grâce à l'échantillonnage de 20 quadrats de 30 cm sur 50 cm (coup de filet), couvrant ainsi une surface totale de 3 m<sup>2</sup>. Ces quadrats étaient sélectionnés sur place, au hasard, dans la station, mais ils devaient caractériser des vitesses de courant ou des profondeurs différentes. À chaque coup de filet, les macroinvertébrés benthiques ont été délogés manuellement pendant 30 s. L'échantillon composite a été conservé dans l'alcool éthylique à 70 % de volume.

#### Analyse des échantillons

Au laboratoire, les échantillons recueillis ont été rincés préalablement sur des tamis, dont la plus petite maille est de 600 µm, et ensuite déposés dans un plateau de fractionnement Caton d'une surface de 30 cm sur 36 cm, séparée en 30 carreaux (Caton, 1991). La méthode de sous-échantillonnage utilisée est basée sur un compte fixe de 200 organismes. Pour obtenir ce nombre, on a trié une proportion de 0,8 à 46,7 % de l'échantillon, avec une médiane de 5 % et une moyenne de 7 %. Des carreaux ont été choisis de façon aléatoire, jusqu'à l'obtention d'au moins 200 organismes, qui ont ensuite été triés et identifiés avec un stéréomicroscope. Les organismes ont été pour la plupart identifiés jusqu'au niveau générique. Le reste de l'échantillon a été inspecté à l'œil nu afin d'en retirer les taxons rares et les gros taxons non recueillis dans le sous-échantillon. La taxonomie finale pour les insectes est celle de Merritt *et al.* (2008) et pour les non-insectes, celle de Smith (2001).

Puisque la méthode de sous-échantillonnage au laboratoire visait un nombre minimum de 200 organismes et qu'il était nécessaire de terminer un carreau commencé, l'abondance d'organismes pouvait excéder de beaucoup le nombre visé. Afin de permettre la comparaison des données de richesse taxonomique entre les stations, on a réalisé une seconde raréfaction à 200 organismes avec les données des sous-échantillons pour l'ensemble des stations dans un but d'uniformisation (Vinson et Hawkins, 1996; Feldman *et al.*, 2006). Il s'agit d'une simulation informatique du sous-échantillonneur Marchant mise au point pour Excel par Chris Walsh (1997) et disponible à l'adresse Internet suivante : <http://www.sci.monash.edu.au/wsc/staff/walsh/virtmss.html>. Cette procédure est nécessaire pour la comparabilité des données de richesse taxonomique (Vinson et Hawkins, 1996; Feldman *et al.*, 2006) car, pour un échantillon donné, l'augmentation de la fraction étudiée tend à en augmenter la diversité taxonomique. Toutefois, elle change très peu les variables de composition.

#### Description sommaire des données utilisées

- Années 2003 à 2008
- 83 échantillons dans 64 stations
- Échantillonnage à l'automne : septembre-octobre
- Sous-échantillonnage de 200 organismes

### 2.2.2 Utilisation du territoire et habitat

Des données d'habitat ont été compilées à chacune des stations. Certaines des données sont des caractéristiques à large échelle. Il s'agit principalement de l'occupation du territoire évaluée à partir des images Landsat. L'altitude, la superficie drainée et l'ordre de Strahler ont, quant à eux, été évalués à partir des cartes topographiques du Québec à l'échelle de 1/20 000, et les provinces naturelles de chaque station ont été établies selon la classification de Li et Ducruc (1999). Un système d'information géographique (SIG) (ArcGIS; version 9.3.1, ESRI, Redlands, California) a été utilisé pour déterminer en pourcentage l'occupation du territoire en amont de chaque station d'échantillonnage selon les thèmes suivants : anthropique (milieu urbain, routes, sol nu, golf, carrière, etc.), forêt, coupe forestière, agriculture (cultures pérennes [friches, foin, fourrage, pâturage, etc.], cultures annuelles [maïs, soya, maraîchères, labours, céréales, etc.]), tourbières et milieux humides (excluant les tourbières). Les données précédentes ont été rendues disponibles par différentes agences gouvernementales. Les statistiques sur les occupations du territoire proviennent des images classifiées Landsat 7, Sud du Québec, 1999-2003 (SCF, Faune Québec, CIC, MRNFP, MAPAQ, AAC, CSL) et des images classifiées Landsat 5, 1993-1996 (MAPAQ), dont les pixels représentent 30 m sur 30 m. L'emploi des termes « agricole » ou « agriculture » dans le texte se rattachera à l'utilisation du territoire, donc à la production végétale (superficie en culture).

Des données à une échelle plus locale ont également été recueillies sur le terrain. La plupart d'entre elles sont prises à la station, soit sur une distance de 100 m. Certaines sont de nature générale, telles la largeur, la composition du substrat et la vitesse du courant, tandis que d'autres, plus spécifiques, permettent le calcul de deux indices : un indice de qualité d'habitat (IQH) (Moisan et Pelletier, 2008) et une adaptation de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) de Saint-Jacques et Richard (1998) (Moisan et Pelletier, 2008). L'évaluation de la qualité de

l'habitat physique de chaque station a été réalisée selon une adaptation du protocole d'habitat du *Rapid Bioassessment Protocols (RBP; Barbour et al., 1999; Moisan et Pelletier, 2008)*. Ce protocole considère 10 variables de l'habitat, chacune évaluée sur une échelle de 0 à 20, combinées pour constituer l'IQH (valeur maximale de 200 points et ramenée en pourcentage). Les variables évaluées sont le substrat benthique/disponibilité des abris, l'ensablement/envasement, le régime vitesse/profondeur, la sédimentation, le degré de marnage, la modification du cours d'eau, la fréquence des seuils, la stabilité des berges, la protection végétale et la largeur de la bande riveraine. Cet indice se veut une évaluation du degré d'hospitalité d'une station qui met en relief certaines caractéristiques de l'habitat essentielles au maintien d'une communauté de macroinvertébrés en santé. La cote attribuée pour chacun des paramètres permet de mettre en évidence les causes d'une dégradation de l'habitat et éventuellement de cibler des actions d'amélioration. Enfin, l'évaluation de l'IQBR (valeur maximale de 100 points) nous renseigne sur la condition écologique de l'habitat riverain. Cette évaluation est réalisée à la station de 100 m en tenant compte du pourcentage de recouvrement de neuf composantes (tels la forêt, les arbustes, les herbacées, les cultures, etc.) décrivant la composition de cette bande riveraine sur une largeur de 10 m (Moisan et Pelletier, 2008). Une bande riveraine en santé filtre le ruissellement, servant ainsi de zone tampon pour certains polluants. Elle stabilise les berges, limite l'érosion et constitue une source d'apport allochtone au cours d'eau. Ainsi, les feuilles, aiguilles et débris ligneux qui tombent à l'eau sont une source d'éléments nutritifs et d'habitats pour les communautés benthiques et piscicoles (Saint-Jacques et Richard, 1998).

### **2.2.3 Physicochimie de l'eau**

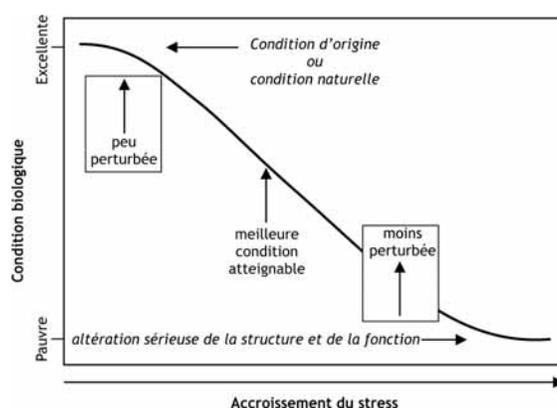
Trois campagnes d'échantillonnage de l'eau ont permis de documenter certaines de ses caractéristiques chimiques. Elles ont eu lieu en juillet, en août et en septembre, dont deux d'entre elles avant le prélèvement du benthos, et une dont la date avoisinait celle du prélèvement. À chacune de ces visites, des données *in situ* de température ( $t^{\circ}$ ), de conductivité, d'oxygène dissous ( $O_2$ ) et de pH ont été recueillies à l'aide d'une multisonde YSI 556. Des échantillons d'eau ont également été prélevés pour l'analyse des paramètres suivants : l'alcalinité totale, l'azote total, le carbone organique dissous, le phosphore total, les matières en suspension et la turbidité. Ces analyses ont été effectuées par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Les unités de mesure et les limites de détection des paramètres documentés se trouvent à l'annexe 2. La quantité d'analyses et le nombre de paramètres étudiés, bien que minimaux, ajoutent des éléments de compréhension de l'intégrité biologique aux différentes stations. Les caractéristiques chimiques des cours d'eau, bien que variables naturellement d'un cours d'eau ou d'une région à l'autre, sont fortement influencées par l'occupation du territoire.

## **2.3 Sélection des stations de référence et des stations dégradées**

La sélection des stations de référence est un élément de base de l'Approche des conditions de référence (ACR). Cette approche est la plus utilisée dans des programmes de surveillance et d'évaluation biologique de la ressource aquatique (Reynoldson *et al.*, 1997; AQEM CONSORTIUM, 2002; U.S. EPA, 1996; Bailey *et al.*, 2004; Grenier *et al.*, 2006). Selon l'ACR, les communautés de macroinvertébrés des stations altérées à divers degrés par la contamination de l'eau et la dégradation de l'habitat sont comparées à celles des stations peu ou pas perturbées

considérées comme de référence. Bien que la sélection des stations de référence soit l'élément de base de l'ACR, aucune méthode de sélection n'est actuellement reconnue. Dans cette étude, une sélection préliminaire des stations a été faite sur la base du jugement professionnel et de l'analyse de l'occupation du territoire, principalement à partir de cartes topographiques, d'orthophotos ou d'images satellitaires. La proportion du bassin versant occupée par les zones agricoles, urbaines et industrielles devait être minimale. La contamination ponctuelle, la déforestation, la perte d'habitat et la dégradation de la végétation riveraine devaient également être minimales ou absentes. En somme, le bassin versant des stations devait être dans un état le plus naturel possible (Moisan et Pelletier, 2008). Ces choix ont été validés par une visite sur le terrain durant laquelle une reconnaissance visuelle de l'habitat et une évaluation rapide de la faune benthique en place ont été réalisées. De plus, certains paramètres physicochimiques ( $t^{\circ}$ , conductivité,  $O_2$ , pH) ont également été mesurés *in situ* lors de cette visite.

La figure 2 illustre les différences entre les termes fréquemment employés lorsqu'il est question de stations de référence. Une station de référence devrait idéalement correspondre à l'état naturel d'un écosystème (*pristine* ou « peu perturbée », *minimally disturbed*), c'est-à-dire l'état qui prévalait avant l'intensification des activités humaines. Cela correspond à la portion supérieure gauche de la figure 2. Le terme « moins perturbée » (*least disturbed*) est propre au territoire étudié et représente les conditions réelles d'aujourd'hui (Stoddard *et al.*, 2006). Les écosystèmes actuels les moins perturbés d'une région tiennent compte du fait que l'homme est désormais une composante de ces écosystèmes (Gibson *et al.*, 1996). Sur la courbe présentée à la figure 2, les stations les moins perturbées se situent quelque part entre les stations peu perturbées et le bas de la courbe. La meilleure condition atteignable pourrait, dans certains cas, représenter une condition de restauration, donc un niveau non rencontré à l'heure actuelle. Elle est également propre au territoire étudié. Pour les écosystèmes aquatiques présents dans les basses-terres du Saint-Laurent, l'appellation « moins perturbée » semble plus appropriée puisque l'agriculture est omniprésente ainsi que les pressions industrielles et urbaines. Dans cette étude, les écosystèmes actuels les moins perturbés sont considérés comme de référence. Toutefois, certaines stations dans les Appalaches et le piedmont laurentien se rapprochent des conditions peu perturbées.



**Figure 2** Terminologie employée pour les stations de référence en fonction du niveau de stress sur un territoire (adapté de Stoddard *et al.*, 2006)

La mise au point d'un indice de santé du benthos nécessite la sélection de stations de référence, mais également celle de stations dégradées. Ces deux groupes de stations serviront à quantifier et à comparer l'habileté des caractéristiques de communautés benthiques à séparer les stations de référence des stations dégradées (Barbour *et al.*, 1999; Gerritsen *et al.*, 2000; Burton et Gerritsen, 2003). La sélection des stations dégradées a également été faite sur la base du jugement professionnel, de l'analyse des données de qualité de l'eau, lorsque disponibles, ainsi que de l'analyse de l'occupation du territoire, principalement à partir de cartes topographiques, d'orthophotos ou d'images satellitaires. Les stations dégradées ont été positionnées dans des portions de cours d'eau où l'occupation du territoire en amont de la station devait être majoritairement agricole (en ce qui a trait à la superficie en culture). Lors de la visite sur le terrain, les tronçons de cours d'eau possédant une bande riveraine de meilleure qualité, lorsque présente, ont été privilégiés pour le positionnement des stations dégradées.

### 2.3.1 Critères quantitatifs pour la sélection des stations

Le choix final des stations de référence et des stations dégradées pour l'évaluation et la calibration de l'indice de santé du benthos a été réalisé selon des critères quantitatifs (variables d'habitat, de qualité de l'eau et d'utilisation du territoire) appliqués aux données. Certains États américains ont établi des critères pour la sélection des stations de référence et dégradées (Waite *et al.*, 2000; Gerritsen *et al.*, 2000; Burton et Gerritsen, 2003; Fore, 2003; Barbour *et al.*, 1999; Roth *et al.*, 1997; Stribling *et al.*, 1998). Le nombre de critères retenus est très variable selon les auteurs. Certains critères concernent une large échelle, soit le bassin versant, alors que d'autres concernent une échelle plus locale, soit la station soit le tronçon de la rivière. Les critères de sélection sont indépendants de la faune benthique en place.

#### a) Critères des stations de référence ou les moins perturbées

C'est en combinant des données d'occupation du territoire (Landsat 7 ou 5), de la qualité de l'eau et de l'habitat que sont déterminés les critères des stations de référence. Le choix de ces critères et des valeurs limites est surtout inspiré de Major *et al.* (2000), Burton et Gerritsen (2003) et Waite *et al.* (2000). Ainsi, après analyse des données, neuf critères ont été retenus. Les stations de référence doivent satisfaire à l'ensemble de ces critères :

- absence de rejet ponctuel;
- superficie du bassin versant en amont de la station occupée par l'agriculture < 30 %;
- superficie du bassin versant en amont de la station occupée par les cultures annuelles < 10 %;
- superficie du bassin versant en amont de la station occupée par la forêt > 50 %;
- indice de qualité d'habitat (IQH) > 120/200 ou > 60 %;
- concentration de phosphore total  $\leq 0,03$  mg/l;
- concentration en azote total < 1,5 mg/l;
- concentration en oxygène dissous > 6 mg/l;
- pH entre 6 et 9 (inclusivement)

Puisque les stations étaient majoritairement situées dans des zones rurales ou agricoles, deux critères liés à l'occupation du territoire par l'agriculture ont été utilisés, soit moins de 30 % de la superficie du bassin versant en amont de la station occupée par l'agriculture (figure 3) et moins de 10 % de la superficie du bassin versant en amont de la station occupée par les cultures annuelles. Ce dernier critère est inspiré de l'étude de Gangbazo *et al.* (2005). Le critère de 30 % se rapproche de celui de Chambers *et al.* (2008) pour limiter les répercussions de l'agriculture. Selon Chambers *et al.* (2008), la superficie du bassin versant en amont de la station ne doit pas être occupée à plus de 25 % par l'agriculture, ce qui correspond pour eux aux conditions les moins perturbées (*least disturbed condition, LDC*). Les stations doivent également drainer un territoire occupé par plus de 50 % de forêt (figure 3). Deux paramètres de la qualité de l'eau, le phosphore total et l'azote total, ont été retenus avec des valeurs limites. Si le territoire étudié avait été peu perturbé, les concentrations limites proposées par Dodds *et al.* (1998) pour l'azote total de  $\leq 0,7$  mg/l et pour le phosphore total de  $\leq 0,025$  mg/l auraient été choisies pour caractériser des stations de référence. Toutefois, puisque le territoire étudié représente les conditions les moins perturbées, la concentration retenue en phosphore total est inférieure ou égale à 0,03 mg/l, ce qui correspond à la classe de « bonne qualité » de l'indice de la qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) et au critère de qualité pour protéger les cours d'eau contre l'eutrophisation (figure 4) (Hébert, 1997; MDDEP, 2009). Pour l'azote total, la concentration retenue est inférieure à 1,5 mg/l (figure 5). Bien qu'il n'y ait pas de critère pour ce paramètre dans les eaux de surface, une valeur supérieure à 1,0 mg/l soulignerait la présence de sources anthropiques (Gangbazo et Le Page, 2005). En raison du faible nombre de stations de référence potentiel dans les données disponibles, surtout dans les basses-terres du Saint-Laurent, la valeur limite de 1,5 mg/l d'azote total est conservée (figure 5). Ce sont les concentrations médianes de phosphore total et d'azote total obtenues aux différentes stations qui ont été utilisées.

L'application des neuf critères a permis de cibler 29 stations de référence. Certaines d'entre elles ont été échantillonnées plus d'une année, ce qui a produit 34 échantillons. Bien que tous les critères aient été respectés, trois stations candidates ont été rejetées pour des raisons particulières. La station de la rivière Ouelle a été retirée en raison de sa superficie drainée qui s'écarte grandement de celle des autres stations de référence (815 km<sup>2</sup> comparativement à une variation de 58 et 360 km<sup>2</sup>). Les stations des rivières Calway et Desbarats ont été retirées en raison respectivement de la présence en amont d'un site d'enfouissement et d'une pisciculture. Ainsi, 26 stations procurant 31 échantillons sont considérées comme de référence (tableau 1). Puisque les échantillons sont considérés comme indépendants, ils sont traités comme des stations. Par conséquent, ces échantillons porteront l'appellation de stations dans le reste du texte. Les figures 3, 4 et 5 présentent respectivement les différents thèmes de l'occupation du territoire et les concentrations médianes de phosphore total et d'azote total obtenues aux stations de référence.

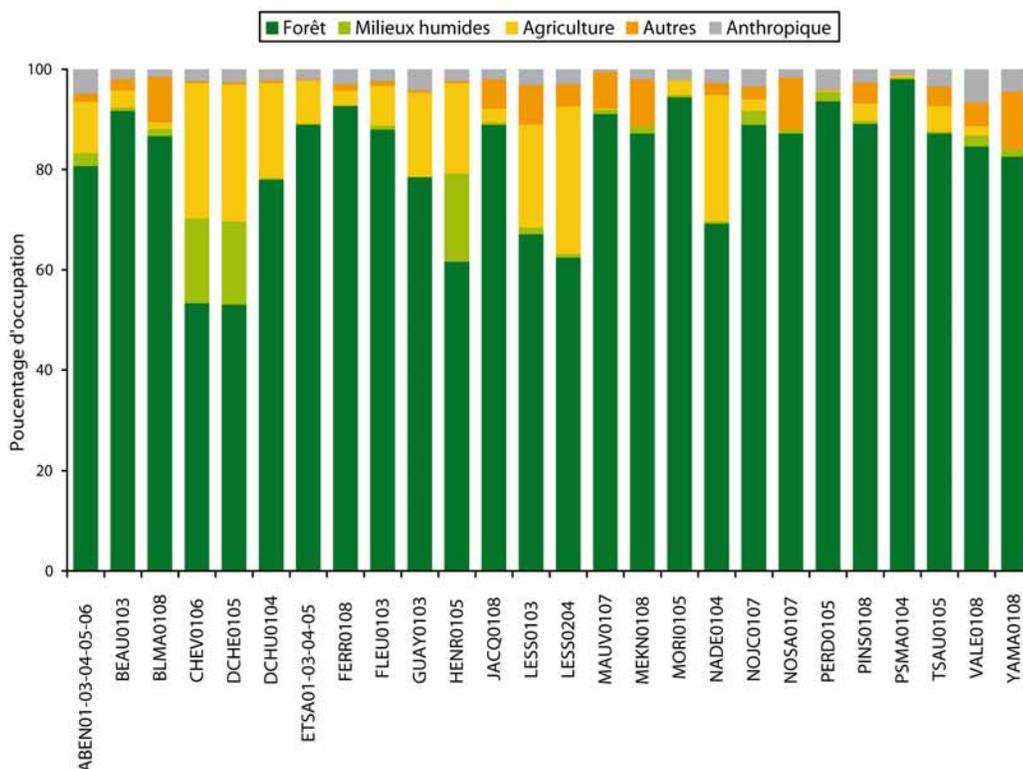
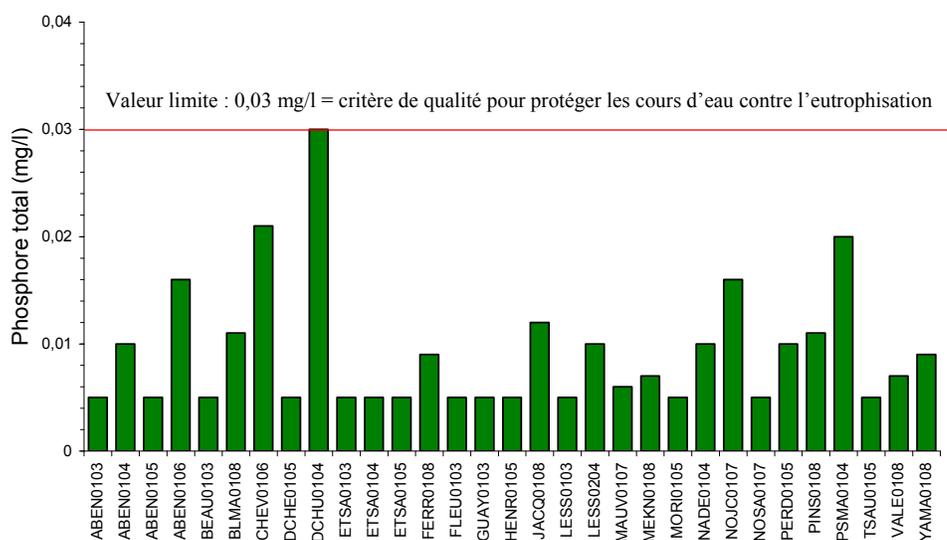


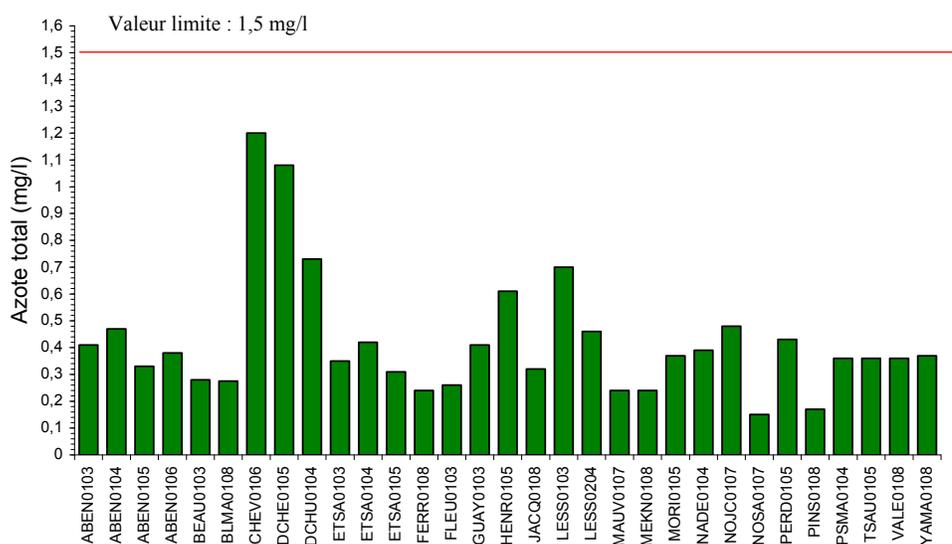
Figure 3 Occupation du territoire aux stations de référence

Tableau 1 Stations de référence ou les moins perturbées

Rivière	Bassin versant	Station	Rivière	Bassin versant	Station
des Abénaquis	Etchemin	ABEN0103	Jacquot	Sainte-Anne	JACQ0108
		ABEN0104	Lessard	Chaudière	LESS0103
		ABEN0105	Lessard	Chaudière	LESS0204
		ABEN0106	Mauvaise	Sainte-Anne	MAUV0107
Beaurivage	Chaudière	BEAU0103	Mékinac	Batiscan	MEKN0108
Blanche	Maskinongé	BLMA0108	Morigeau	du Sud	MORI0105
aux Chevreuils	du Chêne	CHEV0106	Nadeau	Chaudière	NADE0104
du Chêne	du Chêne	DCHE0105	Noire	Jacques-Cartier	NOJC0107
Ruisseau de la Chute	du Sud	DCHU0104	Noire	Sainte-Anne	NOSA0107
Cours d'eau (sans toponyme)	Etchemin	ETSA0103	des Perdrix	du Sud	PERD0105
		ETSA0104	aux Pins	Jacques-Cartier	PINS0108
		ETSA0105	Petite rivière Sainte-Marguerite	du Sud	PSMA0104
Ferrée	Montmorency	FERR0108	Trois Saumons	Trois-Saumons	TSAU0105
des Fleurs	Etchemin	FLEU0103	Ruisseau du Valet	Saint-Charles	VALE0108
Ruisseau Guay	Chaudière	GUAY0103	Yamachiche	Yamachiche	YAMA0108
Henri	du Chêne	HENR0105			



**Figure 4** Concentration médiane de phosphore total (mg/l) dans l'eau aux stations de référence



**Figure 5** Concentration médiane d'azote total (mg/l) dans l'eau aux stations de référence

b) Critères des stations dégradées

Les stations dégradées doivent être conformes à l'un ou l'autre des critères suivants, qui concernent principalement les pressions d'origine agricole :

- superficie du bassin versant en amont de la station occupée par l'agriculture  $\geq 45\%$ ;
- indice de qualité d'habitat  $< 60\%$  et largeur de la bande riveraine (total des 2 rives)  $\leq 4$ ;

- indice de qualité d'habitat < 60 % et modification du cours d'eau\* < 7;
- pH < 4;
- conductivité > 1000 µS/cm.

\*Variable de l'indice de qualité d'habitat (IQH)

Selon les données présentées dans cette étude, le critère significatif dans le choix des stations dégradées est l'occupation du territoire par l'agriculture. Le COGIRMA (2010) mentionne que l'eutrophisation est beaucoup plus importante dans les bassins versants agricoles (superficie cultivable > 20 % de la superficie totale du bassin) et que le niveau dépend du type de culture. Il est donc plausible qu'un bassin versant ayant plus de 45 % de son territoire en agriculture soit un système dont le risque de dégradation lié à cette activité soit élevé. Certaines études mentionnent une diminution de l'intégrité biotique lorsque l'agriculture occupe plus de 40 et 50 % du territoire (Genito *et al.*, 2002; Wang *et al.*, 1997). Les critères liés aux éléments de l'habitat sont tirés principalement de la littérature (Gerritsen *et al.*, 2000; Burton et Gerritsen, 2003). Des critères supplémentaires pourraient être ajoutés selon le type de pollution étudié, telle la contamination d'origine urbaine, minière, industrielle, notamment.

Dix-huit stations, pour un total de 29 échantillons, ont été sélectionnées selon ces critères et seront considérées comme des stations dégradées par les activités agricoles (tableau 2 et figure 6). Puisque les échantillons sont considérés comme indépendants, ils sont traités comme des stations. Les figures 7 et 8 présentent les concentrations médianes des éléments nutritifs dans l'eau (phosphore total et azote total) aux stations dégradées. Ces concentrations soulignent un enrichissement à ces stations. Les concentrations de phosphore total sont généralement au-dessus du critère de qualité de 0,03 mg/l pour protéger les cours d'eau contre l'eutrophisation. Quant aux concentrations d'azote total, une bonne proportion des stations présentent des valeurs supérieures à 2 mg/l dans leurs eaux de surface.

**Tableau 2 Stations désignées comme dégradées**

Rivière	Bassin versant	Station	Rivière	Bassin versant	Station
Bras d'Henri	Chaudière	BHEN0103	Boyer Sud	Boyer	BOYS0203
Bourbon	Bécancour	BOUR0108	Boyer	Boyer	BOYE0107
Boyer Nord	Boyer	BOYN0103	Chassé	Chaudière	CHAS0105
		BOYN0104	Chibouet	Yamaska	CHIB0106
		BOYN0105	Delorme	Yamaska	DELO0108
		BOYN0106	de l'Esturgeon	Châteauguay	ESTU0108
		BOYN0107	Fouquette	Fouquette	FOUQ0107
		BOYN0108	Ruisseau Fourchette	Etchemin	FOUR0103
Boyer Nord	Boyer	BOYN0203	Le Bras	Etchemin	LBRA0203
Boyer Sud	Boyer	BOYS0103	Le Bras	Etchemin	LBRA0303
		BOYS0104	Niagarette	Sainte-Anne	NIAG0106
		BOYS0105			NIAG0107
		BOYS0106	le Renne	Yamaska	RENN0108
		BOYS0107	Saint-Zéphirin	Nicolet	ZEPH0108
		BOYS0108			

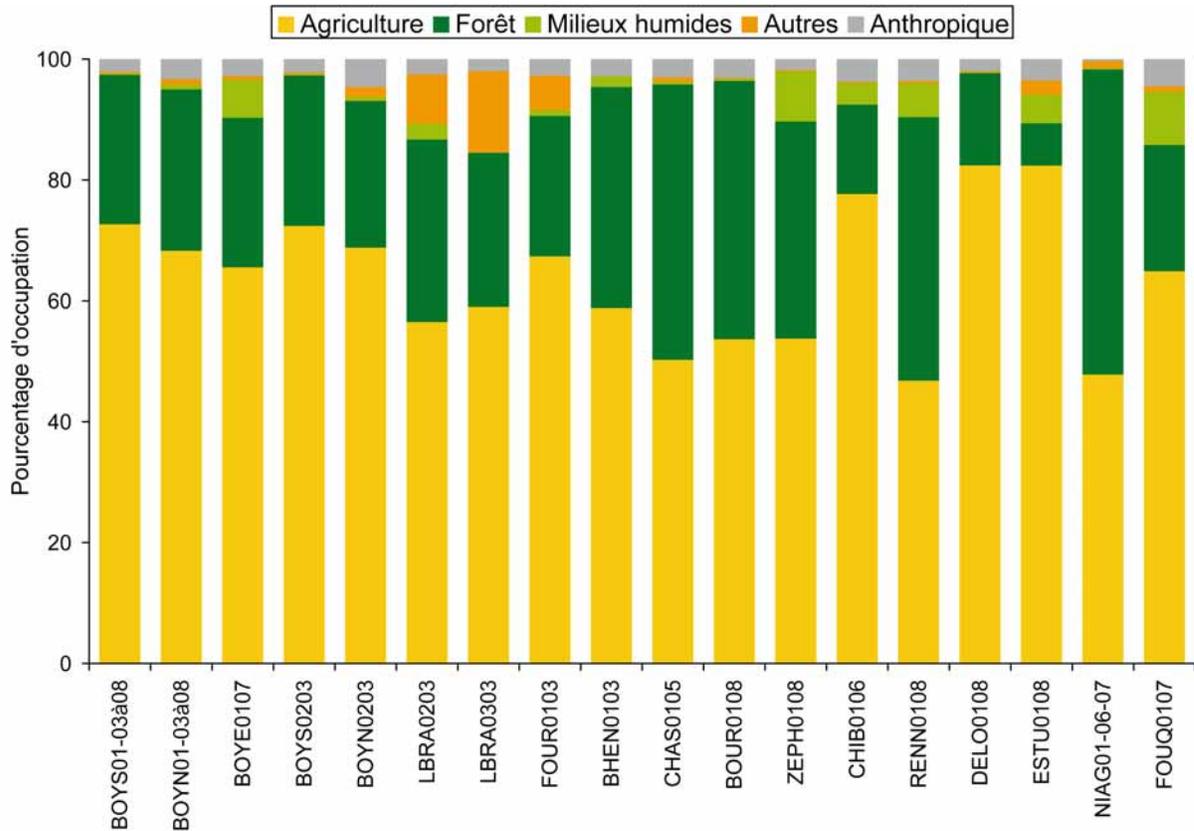


Figure 6 Occupation du territoire aux stations dégradées

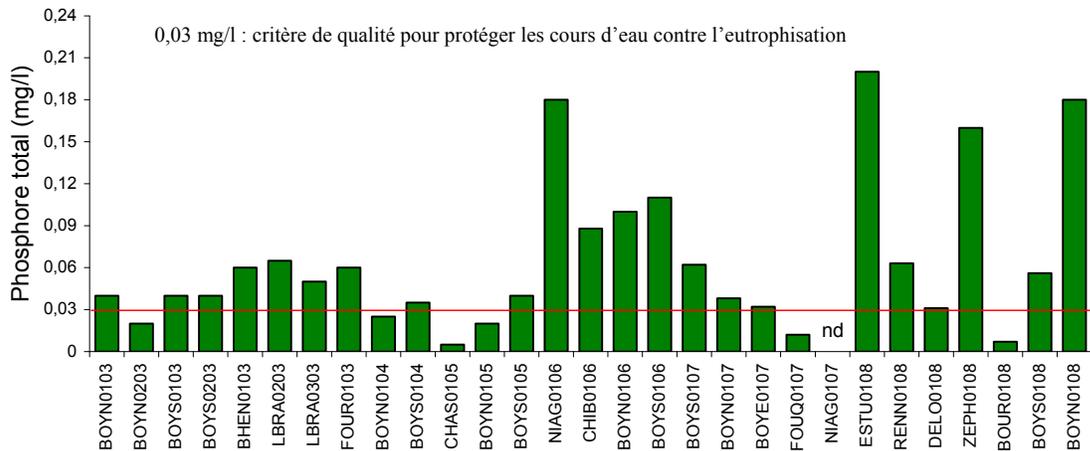
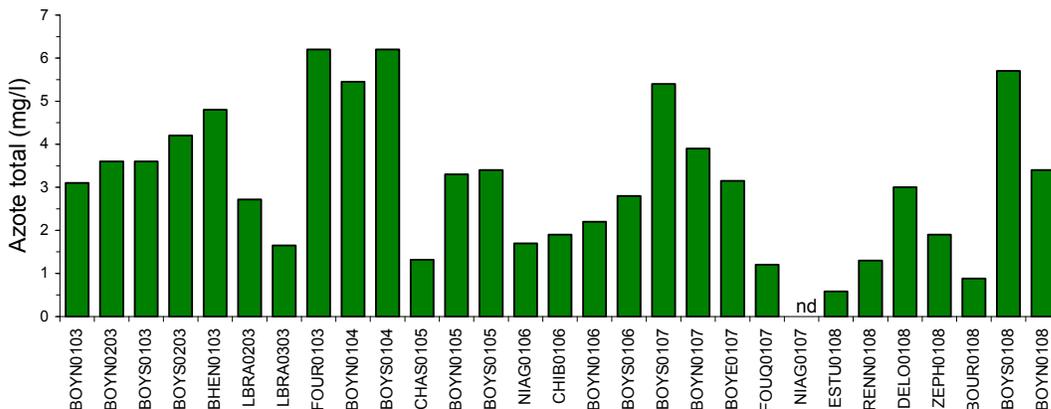


Figure 7 Concentration médiane de phosphore total (mg/l) dans l'eau aux stations dégradées



**Figure 8** Concentration médiane d'azote total (mg/l) dans l'eau aux stations dégradées

La comparaison entre les stations de référence et les stations dégradées permet d'évaluer l'habileté des différentes variables de communautés à effectuer une discrimination entre ces deux groupes. De plus, les stations de référence serviront à déterminer les valeurs séparant les classes de qualité de l'indice de santé du benthos. Donc, des 83 stations (échantillons), certaines sont peu ou pas perturbées et représentent les conditions de référence auxquelles sont comparées les stations soumises à un gradient de pressions anthropiques (données d'utilisation du territoire et de physicochimie de l'eau). Les stations représentent, dans l'ensemble, un gradient de perturbations important. L'occupation du territoire du bassin versant des stations par l'agriculture varie de 0 à 82,5 %. De plus, la plage de variation de certaines variables de l'habitat et de la qualité de l'eau corrobore également ce gradient de perturbations. En effet, l'indice de qualité d'habitat (IQH) varie de 53 à 99 %, l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR), de 38 à 100 %, et les concentrations en phosphore total et en azote total, respectivement de 0,05 à 0,200 mg/l et de 0,15 à 6,2 mg/l. Parmi ces 83 stations, celles qui ne répondaient ni aux critères des stations de référence ni à ceux des stations dégradées présentaient un gradient de pressions anthropiques majoritairement d'origine agricole. Ces stations seront nommées subséquentement stations « tests » et serviront dans l'évaluation de la performance de l'indice.

## 2.4 Homogénéité des stations

La composition et la diversité des communautés benthiques dépendent des différents facteurs naturels inhérents à la géomorphologie et à la physicochimie de l'eau des bassins versants (Burton et Gerritsen, 2003). Soulignons que pour minimiser la variabilité naturelle des communautés biologiques, l'élaboration de l'indice a été réalisée dans les cours d'eau à substrat grossier dont la superficie drainée variait majoritairement de 10 à 300 km<sup>2</sup> et dont l'ordre de Strahler variait majoritairement de 2 à 4. Puisque la nature du substrat est un élément déterminant dans la composition et la diversité des communautés de macroinvertébrés benthiques, un autre indice de santé du benthos a été élaboré dans une étude analogue pour évaluer l'intégrité de ces communautés dans les cours d'eau à substrat meuble (MDDEFP, 2012).

Puisque les pressions d'origine anthropique peuvent modifier les caractéristiques du milieu aquatique et riverain ainsi que de la qualité de l'eau, seules les stations de référence font partie de cette évaluation. Bien qu'il n'y ait pas de nombre précis de stations de référence nécessaire pour caractériser adéquatement la variabilité spatiale et temporelle naturelle de la composition des communautés de macroinvertébrés benthiques, Bailey *et al.* (2004) suggèrent d'utiliser un minimum de 25 stations de référence, alors que Bowman et Somers (2006) suggèrent d'en utiliser de 20 à 50. Cette limite devra être prise en compte sachant que le nombre de stations de référence n'est que de 31 dans la présente étude.

- Analyse par unités écologiques territoriales (provinces naturelles)

Une évaluation de l'homogénéité des stations de référence entre les provinces naturelles a été réalisée pour les variables de l'habitat aquatique et riverain, les paramètres physicochimiques et les variables de communautés benthiques. L'encadré souligne le faible nombre de stations de référence regroupées dans les trois provinces naturelles.

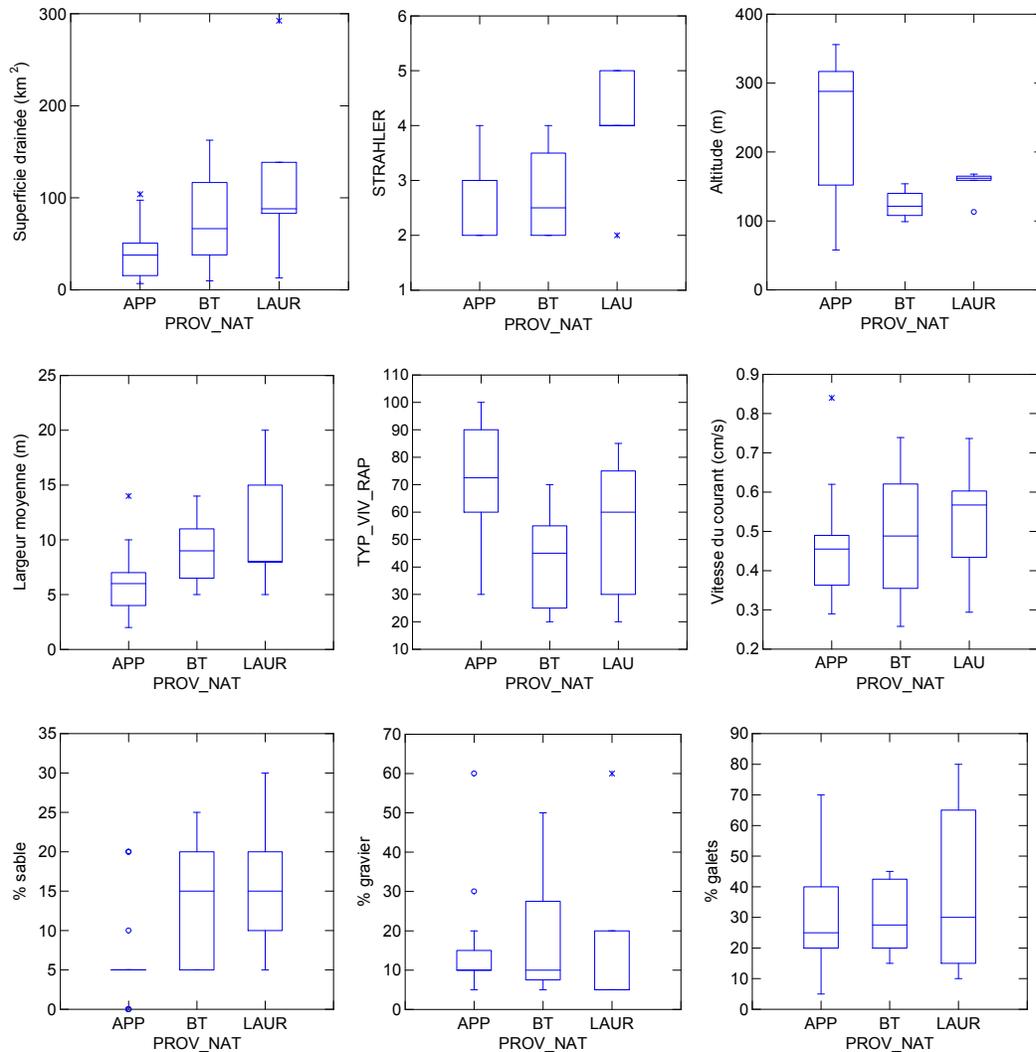
Nombre de stations de référence par province naturelle	
Province naturelle (Li et Ducruc, 1999)	Stations
• Basses-terres du Saint-Laurent	8
• Appalaches	18
• Laurentides méridionales (piedmont laurentien)	5
<b>Total</b>	<b>31</b>

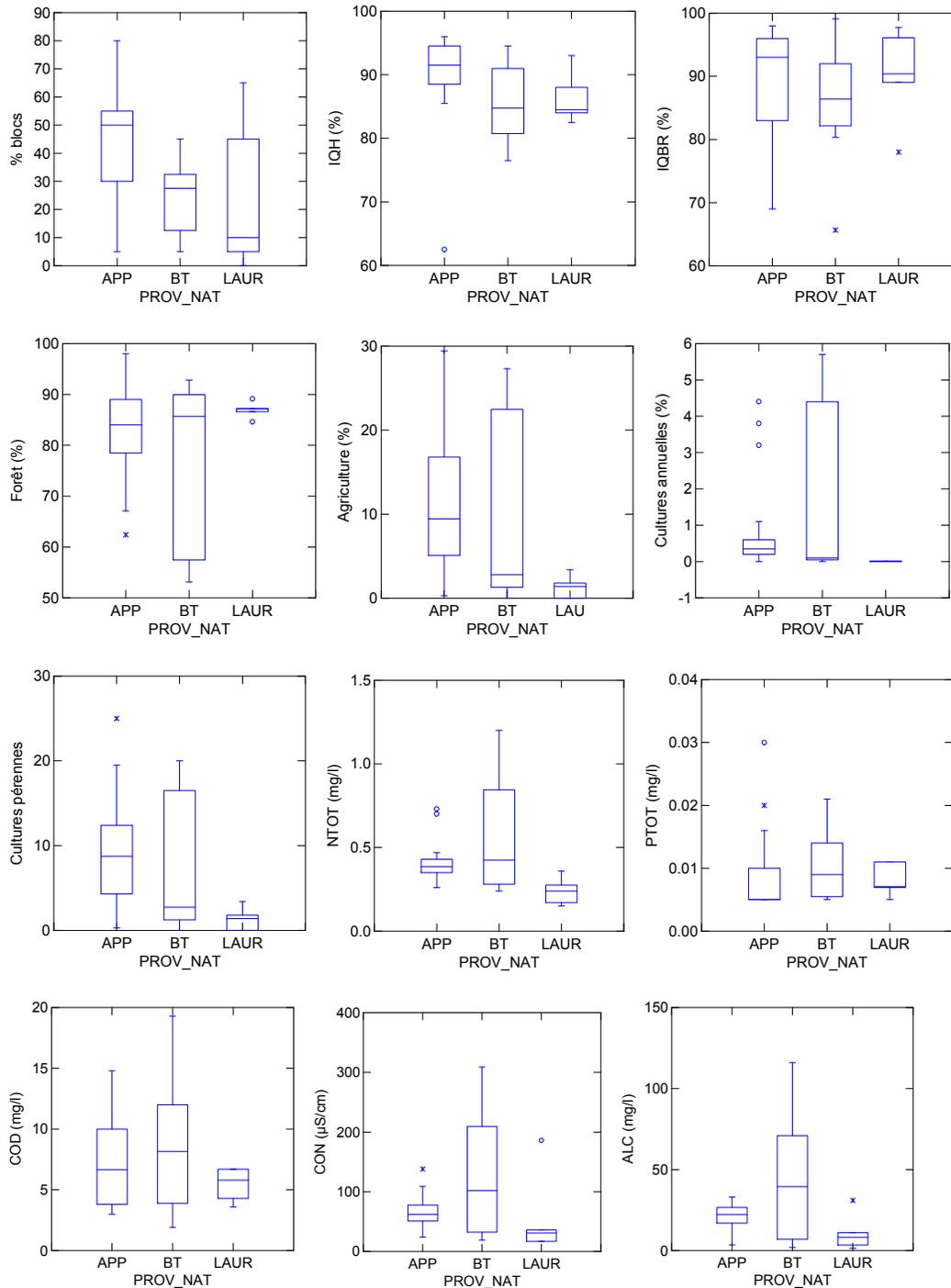
### Variables d'habitat et physicochimiques

Les graphiques de type boîte à moustaches (*boxplot*) présentent la distribution des valeurs de quelques variables de l'habitat et de paramètres physicochimiques selon les trois provinces naturelles (figure 9a). Ce type de graphique (figure 9b) permet de représenter statistiquement la valeur médiane, minimale, maximale, le 25<sup>e</sup> centile et le 75<sup>e</sup> centile d'une variable. L'espace interquartile (IQR), distance entre le 25<sup>e</sup> centile et le 75<sup>e</sup> centile, estime la variabilité centrale des valeurs de la variable.

Les connaissances déjà établies de ces unités territoriales concordent assez bien avec les résultats présentés à la figure 9a. Les stations localisées dans les Appalaches présentent une altitude plus élevée que celles localisées dans les basses-terres et dans le piedmont laurentien. Les cours d'eau se trouvant dans les Appalaches sont moins larges, ont une superficie drainée plus faible et un pourcentage de seuils (TYP\_VIV\_RAP) plus important que ceux des basses-terres. L'indice de qualité d'habitat (IQH) est également supérieur dans les stations des Appalaches. Une plus grande variabilité est observée pour les variables d'utilisation du territoire (pourcentage de forêt et pourcentage d'agriculture) aux stations de référence des basses-terres. Ces stations présentent aussi une plus grande variabilité des valeurs de conductivité de l'eau, et ces valeurs sont un peu plus élevées qu'aux stations de référence du piedmont laurentien et des Appalaches. Les roches calcaires des basses-terres du Saint-Laurent sont plus sensibles aux altérations chimiques, ce qui engendre des eaux de surface beaucoup plus minéralisées (Painchaud, 1997). La mesure de la conductivité permet d'évaluer rapidement le degré de minéralisation d'une eau, c'est-à-dire la

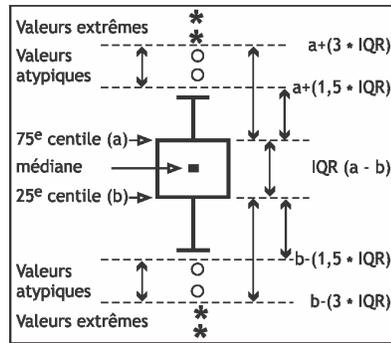
quantité de substances dissoutes ionisées présentes dans l'eau. La conductivité plus élevée observée dans les basses-terres du Saint-Laurent est caractéristique des eaux drainant des dépôts meubles comme les argiles marines. Les stations de référence affichent majoritairement une conductivité de l'eau inférieure à 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Les stations de référence situées dans les basses-terres montrent également des concentrations d'azote total, de phosphore total et d'alcalinité plus élevées ainsi qu'une plus grande variabilité (figure 9a). Cette variabilité est possiblement une conséquence de la difficulté de trouver des stations de référence adéquates dans les basses-terres du Saint-Laurent.





Légende : APP = Appalaches, BT = basses-terres du Saint-Laurent, LAUR = Laurentides méridionales, PROV\_NAT = province naturelle. Pour les autres abréviations, voir les annexes 2 et 3.

**Figure 9a Boîtes à moustaches des principales variables de l'habitat et de la qualité de l'eau des stations de référence par province naturelle**



adapté de Gerritsen *et al.*, 2000

IQR : écart interquartile

Valeurs atypiques (*outlier*) : (valeur  $a + 1,5 * IQR$ ) ou (valeur  $b - 1,5 * IQR$ )

Valeurs extrêmes : (valeur  $a + 3 * IQR$ ) ou (valeur  $b - 3 * IQR$ )

**Figure 9b** Graphique de type boîte à moustaches (*boxplot*)

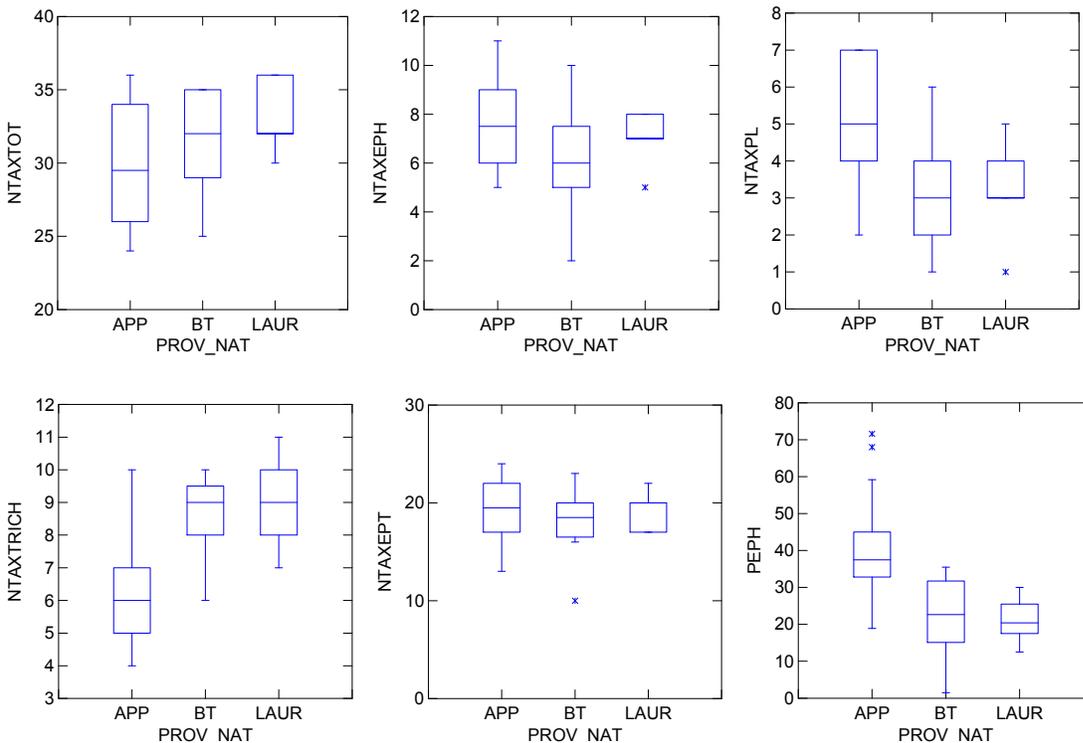
L'étude des variables physiques de l'habitat, de la qualité physicochimique de l'eau et de l'utilisation du territoire démontre qu'il existe quelques différences entre les provinces naturelles. Elles diffèrent surtout sur les plans de l'altitude, de la largeur du cours d'eau, de la proportion de seuils, de la conductivité, de l'azote total et du phosphore total. En somme, les stations des basses-terres ont généralement une plus faible altitude, moins de seuils, une conductivité et des concentrations en nutriments plus élevées.

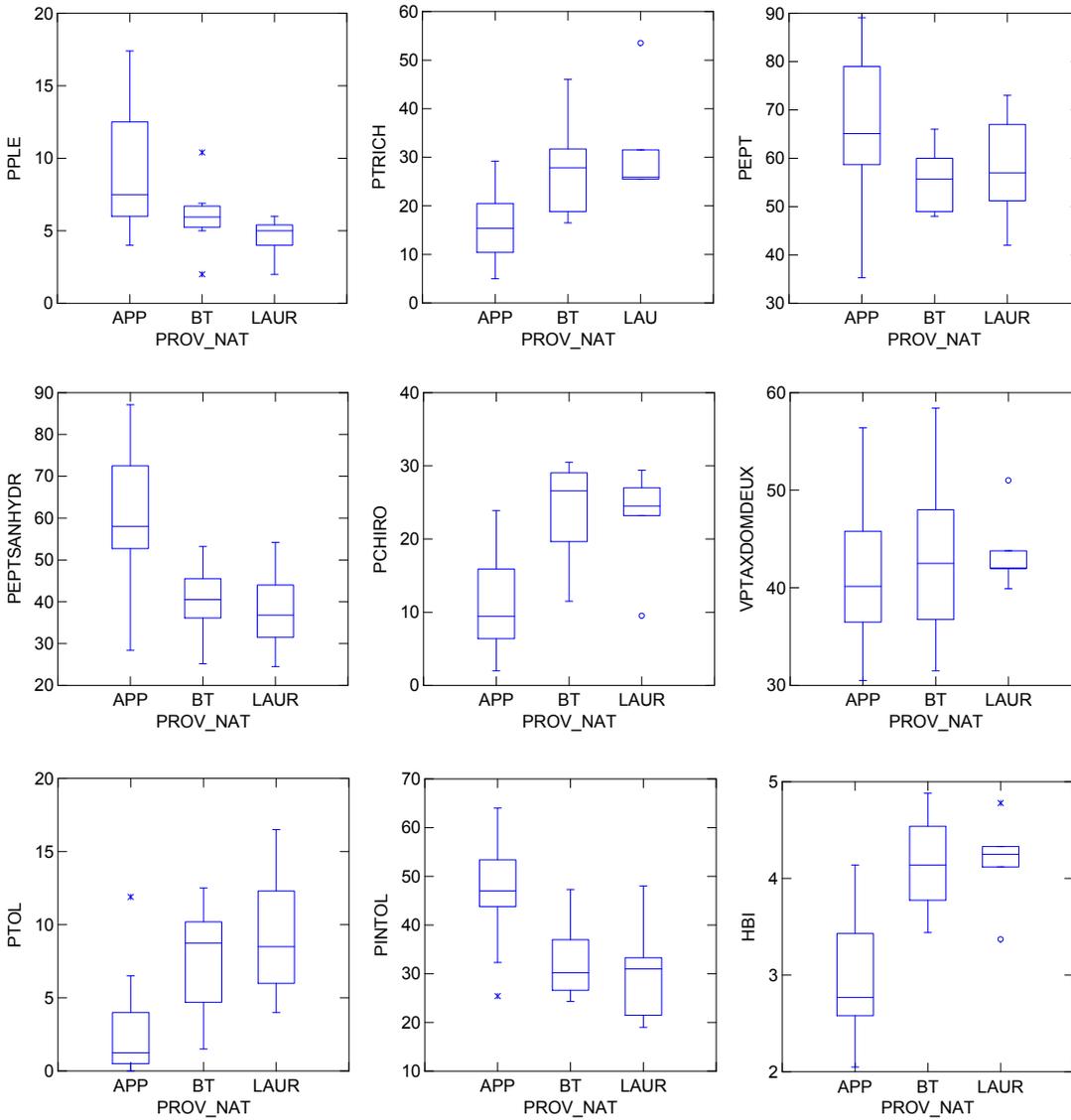
### Caractéristiques des communautés

Une analyse des caractéristiques des communautés est également présentée à l'aide des boîtes à moustaches. Vingt et une variables de communautés ont été étudiées selon ces régions naturelles aux stations de référence. De ce nombre, 15 variables sont illustrées dans les boîtes à moustaches (figure 10). Les valeurs des variables de communautés diffèrent quelque peu entre les provinces naturelles, particulièrement pour les stations de référence des Appalaches. Le nombre de taxons appartenant à l'ordre des plécoptères (NTAXPL) est supérieur dans les stations des Appalaches. Une plus grande diversité de cet ordre est observée dans des petits cours d'eau frais où la température de l'eau ne devrait pas dépasser 25 °C et où les concentrations en oxygène dissous devraient être maintenues près de la saturation (Voshell, 2002). Les plécoptères sont particulièrement exigeants pour des eaux bien oxygénées (Merritt *et al.*, 2008). Les stations des cours d'eau des Appalaches présentent un pourcentage plus élevé de seuils (TYP\_VIV\_RAP), ce qui pourrait favoriser l'oxygénation de l'eau (figure 9a). Le nombre de taxons appartenant à l'ordre des trichoptères (NTAXTRICH) est supérieur dans les stations des basses-terres et du piedmont laurentien (figure 10). Cette richesse taxonomique des trichoptères légèrement plus élevée pourrait être liée à des cours d'eau un peu plus larges et ayant une superficie drainée un peu plus grande (figure 9a) (Wiberg-Larsen *et al.*, 2000). Toutefois, il faut garder en tête que parmi ces 31 stations, il y en a certaines avec une légère perturbation (*least impact*), et ce, particulièrement dans les basses-terres du Saint-Laurent. Puisque ces stations de référence ne sont pas totalement exemptes de pressions d'origine anthropique, il est possible que les différences observées soient aussi liées à un certain niveau d'altération. Les valeurs de l'indice d'Hilsenhoff (HBI) semblent souligner une légère pollution organique dans les basses-terres et le piedmont laurentien d'après l'échelle d'interprétation de cet indice (Hilsenhoff, 1987; Moisan et Pelletier, 2008) (figure 10). En effet, les valeurs de l'indice HBI comprises entre 0 et 3,50 se trouvent dans

la classe d'« excellente qualité », soit sans pollution organique, alors que les valeurs comprises entre 3,51 et 4,50 se trouvent dans la classe de « très bonne qualité », soulignant une légère pollution organique (Moisan et Pelletier, 2008).

Bien qu'il soit probable qu'il existe des différences en ce qui a trait à certaines variables de communautés de macroinvertébrés liées aux unités écologiques territoriales, il n'a pas été jugé souhaitable, à l'heure actuelle, de réaliser une classification régionale, puisque le nombre de stations de référence par province naturelle est insuffisant. Il est donc proposé pour cette version de l'indice de santé du benthos d'établir un seul indice pour les Appalaches, les basses-terres du Saint-Laurent et le piedmont laurentien, et ce, jusqu'à ce que de nouvelles stations de référence soient sélectionnées. D'autres études portant sur l'élaboration d'un indice biotique sont parvenues à un même constat (Burton et Gerritsen, 2003; Gerritsen *et al.*, 2000). De fait, lors de l'élaboration des indices biotiques *Stream Condition Index* (SCI) pour la Virginie et la Virginie-Occidentale (*West Virginia*), Burton et Gerritsen (2003) et Gerritsen *et al.* (2000) ont aussi étudié l'influence des écorégions sur les variables de communautés. Bien qu'il existait des différences, sans être substantielles, pour les valeurs des variables de communautés entre les écorégions, ils n'ont proposé qu'un seul indice pour la Virginie (Burton et Gerritsen, 2003) et un seul pour la Virginie-Occidentale (Gerritsen *et al.*, 2000). Ces indices seront appliqués dans chaque État jusqu'à ce qu'ils acquièrent de nouvelles données (nouvelles stations de référence et tests). Les données dont ils disposaient n'étaient pas suffisamment représentatives de toutes les écorégions (Burton et Gerritsen, 2003; Gerritsen *et al.*, 2000).





Légende : APP = Appalaches, BT = basses-terres du Saint-Laurent, LAUR = Laurentides méridionales, PROV\_NAT = province naturelle. Pour les autres abréviations, voir le tableau 3.

**Figure 10** Boîtes à moustaches des principales variables de communautés aux stations de référence par province naturelle

### 3 Élaboration d'un indice multimétrique

Différentes méthodes d'analyse des données peuvent être utilisées pour évaluer le niveau d'intégrité biotique. Les plus connues sont les variables (*metrics*) de communautés prises individuellement, les méthodes multimétriques et multivariées (Barbour *et al.*, 1999). Les indices multimétriques (*multimetric index*) sont largement utilisés aux États-Unis par les agences des ressources hydriques (Barbour et Yoder, 2000) et en Europe pour suivre la Directive cadre européenne sur l'eau (DCE; Hering *et al.*, 2004). Les variables sont des caractéristiques mesurables des communautés biologiques, et les plus utilisées dans la surveillance biologique sont celles qui changent d'une façon prévisible avec l'augmentation des perturbations de l'environnement (Burton et Gerritsen, 2003). Barbour *et al.* (1999) présentent une procédure qui permet de choisir les variables et les indices les plus discriminants entre des stations de référence et des stations dégradées afin d'élaborer un indice multimétrique. Selon Karr (1998), les indices biologiques les plus appropriés et les plus intégrateurs englobent plusieurs caractéristiques mesurables de la communauté. Un indice multimétrique s'exprime par une cote finale et unique attribuée à l'intégrité d'un milieu. Cette cote unique est plus aisément intelligible et facilite les comparaisons interstations ou interannuelles.

L'indice multimétrique proposé dans Moisan et Pelletier (2008), légèrement modifié et calibré avec les données du Québec selon le niveau taxonomique au genre depuis 2009 (MDDEP, 2012), sera évalué dans cette étude selon une séquence pas à pas (*step by step*) (Barbour *et al.*, 1999; Gerritsen *et al.*, 2000; Burton et Gerritsen, 2003). Cette version de l'indice de santé du benthos (ISB<sub>g</sub>) a été inspirée de l'indice utilisé en Virginie-Occidentale, le *Stream Condition Index* (SCI) (Gerritsen *et al.*, 2000). L'ISB<sub>g</sub> a bien performé jusqu'à présent dans plusieurs cours d'eau du Québec méridional. Cependant, si après analyses, les variables ne discriminent pas bien les stations de référence des stations dégradées, cet indice sera alors modifié, et d'autres variables seront sélectionnées selon la séquence pas à pas.

#### 3.1 Variables candidates

Trente-six variables de communautés appartenant à trois catégories, soit la richesse taxonomique, la composition taxonomique et la tolérance à la pollution, ont été testées. Ces variables, couramment utilisées en surveillance biologique, ont été tirées de différents ouvrages (Barbour *et al.*, 1999; Major *et al.*, 2000; Burton et Gerritsen, 2003), et la description de leurs catégories se trouve dans Moisan et Pelletier (2008). Vingt-neuf variables ont été retenues et évaluées (tableau 3). Les variables rejetées *a priori* avaient des valeurs d'une trop faible amplitude ou comportaient trop de valeurs de 0 ou très près de 0. Ces variables n'ont probablement pas assez d'amplitude pour discriminer les stations dégradées (Flotemersch *et al.*, 2006). Les variables rejetées sont le nombre de taxons de pélicypodes, de gastéropodes et d'odonates ainsi que le pourcentage d'isopodes, de pélicypodes, de gastéropodes et de mollusques.

**Tableau 3 Variables retenues pour analyse et réponse attendue de celles-ci à l'augmentation des perturbations**

Catégorie	Variable et abréviation	Définition ou formule	Réponse
Mesure de la richesse taxonomique	Nombre total de taxons (NTAXTOT)	Nombre total de taxons	<i>Diminue</i>
	Nombre de taxons EPT (NTAXEPT)	Nombre de taxons éphéméroptères, trichoptères et plécoptères	<i>Diminue</i>
	Nombre de taxons E (NTAXEPH)	Nombre de taxons éphéméroptères	<i>Diminue</i>
	Nombre de taxons P (NTAXPL)	Nombre de taxons plécoptères	<i>Diminue</i>
	Nombre de taxons T (NTAXTRICH)	Nombre de taxons trichoptères	<i>Diminue</i>
	Nombre de taxons POET (NTAXPOET)	Nombre de taxons plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères	<i>Diminue</i>
Mesure de la composition taxonomique	% d'insectes (PINSE)	Abondance <sup>1</sup> d'insectes / abondance totale * 100	<i>Diminue</i>
	% de non-insectes (PNONINS)	Abondance de non-insectes / abondance totale * 100	<i>Augmente</i>
	% d'EPT (PEPT)	Abondance de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères / abondance totale * 100	<i>Diminue</i>
	% d'éphéméroptères (PEPH)	Abondance de taxons éphéméroptères / abondance totale * 100	<i>Diminue</i>
	% de plécoptères (PPLE)	Abondance de taxons plécoptères / abondance totale * 100	<i>Diminue</i>
	% de trichoptères (PTRICH)	Abondance de taxons trichoptères / abondance totale * 100	<i>Variable</i>
	% d'EPT sans Hydropsychidae (PEPTSANHYDR)	Abondance de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (excluant Hydropsychidae) / abondance totale * 100	<i>Diminue</i>
	% de Chironomidae (PCHIRO)	Abondance de Chironomidae / abondance totale * 100	<i>Augmente</i>
	% de Chironomini / Chironomidae (PCHIROCHIR)	Abondance de Chironomini / abondance de Chironomidae totale * 100	<i>Augmente</i>
	% d'oligochètes (POLIGOC)	Abondance d'oligochètes / abondance totale * 100	<i>Augmente</i>
	% d'Hydropsychidae / trichoptères (PHYDRTRICHO)	Abondance d'Hydropsychidae / abondance de trichoptères * 100	<i>Augmente</i>
	% d'Hydropsychidae (PHYDRO)	Abondance d'Hydropsychidae / abondance totale * 100	<i>Augmente</i>
	% de Baetidae / éphéméroptères (PBAETEPH)	Abondance de Baetidae / abondance d'éphéméroptères * 100	<i>Augmente</i>
	% de Baetidae (PBAET)	Abondance de Baetidae / abondance totale * 100	<i>Augmente</i>
Mesure de la tolérance <sup>2</sup> à la pollution	Nombre de taxons intolérants (NTAXINTO)	Nombre de taxons ayant une cote de tolérance < 4	<i>Diminue</i>
	% du taxon dominant (famille) (VPTAXDOMUN)	Abondance du taxon le plus abondant / abondance totale * 100	<i>Augmente</i>
	% des deux taxons dominants (famille) (VPTAXDOMDEUX)	Abondance des deux taxons les plus abondants / abondance totale * 100	<i>Augmente</i>
	% d'organismes tolérants (PTOL)	Abondance d'organismes ayant une cote de tolérance > 6 / abondance totale * 100	<i>Augmente</i>
	Nombre de taxons EPT modifié (NTAXEPTMO)	Nombre de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères ayant une cote de tolérance < 4	<i>Diminue</i>
	% de taxons intolérants (PTAXINTOL)	Nombre de taxons ayant une cote de tolérance < 4 / nombre total de taxons * 100	<i>Diminue</i>
	% d'organismes intolérants (PINTOL)	Abondance des organismes ayant une cote de tolérance < 4 / abondance totale * 100	<i>Diminue</i>
	% de taxons tolérants (PTAXTOL)	Nombre de taxons ayant une cote de tolérance > 6 / nombre total de taxons * 100	<i>Augmente</i>
Indice biotique d'Hilsenhoff (HBI)	$\sum x_i t_i / n$ ; échelle de 0 à 10 x <sub>i</sub> = nombre d'organismes de l'i <sup>e</sup> taxon t <sub>i</sub> = tolérance au genre de l'i <sup>e</sup> taxon, n = nombre d'organismes	<i>Augmente</i>	

<sup>1</sup> Abondance : nombre d'organismes. <sup>2</sup> Les cotes de tolérance déterminées pour le niveau d'identification au genre sont tirées de Bode *et al.* (2002; 1996) et sont complétées au besoin, surtout pour le niveau d'identification à la famille, par Hilsenhoff (1988).

**Catégories des variables testées**

- **Richesse taxonomique**
  - Nombre de taxons appartenant à un groupe identifié
  - Composante de la diversité
- **Composition taxonomique**
  - Proportion des organismes appartenant à un groupe identifié
  - S'exprime en pourcentage
- **Tolérance à la pollution**
  - Nombre de taxons, proportions ou moyenne pondérée de taxons (HBI) fondés sur la tolérance des organismes à la pollution organique selon l'identification au genre

### 3.2 Évaluation des variables

Les 29 variables retenues, y compris les six variables composant l'indice de santé du benthos (ISB<sub>g</sub>) préliminaire (tableau 4), ont été soumises à une évaluation de leur performance. Si une ou des variables de l'indice préliminaire ne parviennent pas à séparer adéquatement les stations de référence de celles altérées, alors elles seront remplacées. Toutefois, si les variables de cet indice performant bien, elles seront conservées. Quel que soit le résultat de l'évaluation, l'indice de santé du benthos devra être composé de six variables, dont deux appartenant à chacune des catégories suivantes : richesse taxonomique, composition taxonomique et tolérance à la pollution. Les variables devront séparer adéquatement les stations de référence (les moins perturbées) de celles qui sont dégradées. Elles devront représenter différents aspects des communautés en place. La performance des variables est jugée en plusieurs étapes : l'efficacité discriminante, le coefficient de variation, la sensibilité et la redondance. Chacune des étapes présentées subséquentement a mené au rejet de variables jusqu'à l'étape finale du choix des six variables les plus discriminantes et les plus performantes.

**Tableau 4 Variables de la version préliminaire de l'indice de santé du benthos**

Catégorie	Variable ou indice	Réponse prédite selon l'augmentation des perturbations
Richesse taxonomique	Nombre total de taxons (genre)	Diminue
	Nombre de taxons EPT (genre)	Diminue
Composition taxonomique	% d'EPT sans Hydropsychidae	Diminue
	% de Chironomidae	Augmente
Tolérance à la pollution	% des deux taxons dominants (famille)	Augmente
	HBI (genre)	Augmente

#### Efficacité discriminante (ED)

Pour chaque variable, l'efficacité discriminante (*discriminant efficiency* ou *DE*) a été calculée (Gerritsen *et al.*, 2000). Cette mesure permet d'établir le pourcentage de stations (ou d'échantillons) (tableau 2) correctement désignées comme dégradées. Premièrement, à partir des données des 31 stations (ou échantillons) de référence (tableau 1), le 25<sup>e</sup> ou le 75<sup>e</sup> centile des

variables selon la réponse prédite à la dégradation (tableau 3) ont été établis (méthode Cleveland de SYSTAT, 2004). Par la suite, l'ED est calculée selon la formule suivante :

$$ED = 100 * (a/b)$$

**a** = nombre de stations (échantillons) dégradées dont la valeur de la variable est

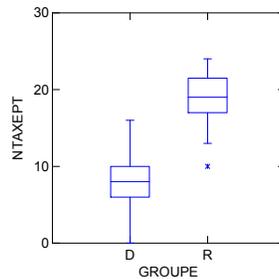
- sous le 25<sup>e</sup> centile de la distribution des stations de référence pour les variables qui diminuent avec les perturbations

ou

- au-dessus du 75<sup>e</sup> centile de la distribution des stations de référence pour les variables qui augmentent avec les perturbations.

**b** = nombre total de stations dégradées

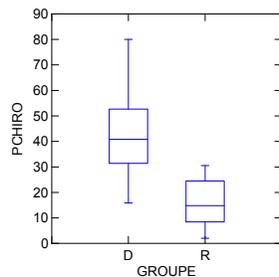
Exemple : Pour la variable du nombre de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (NTAXEPT) qui **diminue** avec l'augmentation des perturbations (figure 11), on utilise le 25<sup>e</sup> centile de la distribution des stations de référence pour calculer l'efficacité discriminante, soit 17 taxons EPT. Ainsi, les 29 stations désignées comme dégradées ont moins de 17 taxons EPT. L'ED de cette variable est de 100 %. Formule :  $100 \% = 100 * (29/29)$



Légende : D = dégradé, R = référence, NTAXEPT = nombre de taxons EPT.

**Figure 11** Boîte à moustaches représentant la distribution des valeurs du nombre de taxons EPT entre les stations de référence et dégradées

Exemple : Pour la variable du pourcentage de Chironomidae qui **augmente** avec l'augmentation des perturbations (figure 12), on utilise le 75<sup>e</sup> centile de la distribution des stations de référence pour calculer l'efficacité discriminante, soit 24,5 %. Ainsi, 25 des 29 stations désignées comme dégradées ont plus de 24,5 % de Chironomidae. L'ED de cette variable est donc de 86,2 %. Formule :  $86,2 \% = 100 * (25/29)$



Légende : D = dégradé, R = référence, PCHIRO = pourcentage de Chironomidae.

**Figure 12** Boîte à moustaches représentant la distribution des valeurs du pourcentage de Chironomidae entre les stations de référence et dégradées

Les variables dont la valeur de l'ED est inférieure à 50 % ont été éliminées, puisqu'elles ne peuvent désigner correctement 50 % des stations dégradées comme étant dégradées (Maxted *et al.*, 2000). Quatre variables ont donc été rejetées pour cette raison :

- le pourcentage de trichoptères;
- le pourcentage de Baetidae / éphéméroptères;
- le pourcentage de Baetidae;
- le pourcentage de Chironomini / Chironomidae.

Ainsi, des 29 variables présentées au tableau 3, 25 poursuivent le processus d'évaluation. Les valeurs d'ED de ces variables retenues sont présentées au tableau 5. Pour celles-ci, le coefficient de variation et la sensibilité ont été calculés afin de vérifier leur précision et leur performance.

#### Coefficient de variation (CV) et sensibilité

Le coefficient de variation est calculé pour les stations de référence seulement. Il permet d'évaluer la précision d'une variable en vérifiant l'homogénéité des valeurs. Plus la valeur du CV est faible, meilleure est la précision de la variable (Barbour *et al.*, 1999). Il n'existe toutefois pas de valeur repère. La précision a été évaluée en comparant les valeurs obtenues entre les variables du tableau 5. La formule est la suivante :

$$\text{CV} = \frac{\text{écart-type (stations de référence)}}{\text{moyenne (stations de référence)}} * 100$$

La sensibilité des variables, quant à elle, démontre l'efficacité d'une variable à séparer les stations dégradées des stations de référence (Barbour *et al.*, 1999). À la différence de l'ED, la sensibilité prend en compte l'écart-type des stations de référence dans son calcul. Plus la valeur de sensibilité est élevée en valeur absolue, meilleure est l'habileté de la variable à séparer les stations dégradées des stations de référence. Les valeurs négatives sont obtenues pour les variables qui augmentent avec les perturbations (tableau 5). La formule est la suivante :

$$\text{Sensibilité} = \frac{\text{moyenne (stations de référence)} - \text{valeur (station dégradée)}}{\text{écart-type (stations de référence)}}$$

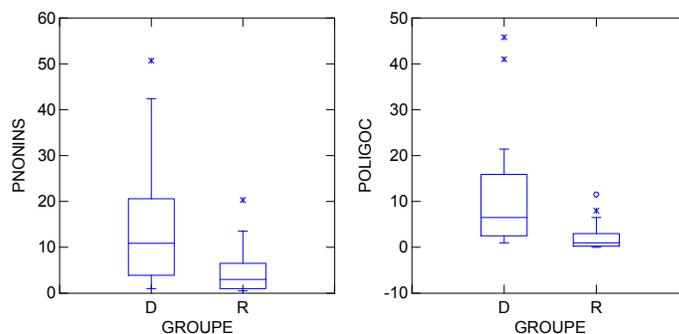
La moyenne des sensibilités obtenues à chaque station dégradée ainsi que les valeurs de CV sont présentées au tableau 5.

**Tableau 5 Variables retenues pour évaluation**

Variables	ED %	CV %	Sensibilité moyenne
<b>Richesse taxonomique (niveau taxonomique au genre)</b>			
Nombre total de taxons	96,6	13	2,8
Nombre de taxons éphéméroptères	82,8	27	1,9
Nombre de taxons plécoptères	96,6	44	2
Nombre de taxons trichoptères	79,3	26	1,7
Nombre de taxons EPT (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères)	100	17	3,3
Nombre de taxons POET (plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères)	100	17	3,4
<b>Composition taxonomique</b>			
% d'éphéméroptères	93,1	48	1,6
% de plécoptères	100	54	1,8
% d'EPT	89,7	20	2,5
% d'EPTsans Hydropsychidae	96,6	32	2,5
% d'insectes	65,5	5	1,8
% d'Hydropsychidae / trichoptères	89,7	39	-1,9
% d'Hydropsychidae	69	83	-1
% de Chironomidae	86,2	56	-2,8
% d'oligochètes	69	130	-3,2
% de non-insectes	65,5	104	-1,8
<b>Tolérance à la pollution</b>			
% du taxon dominant (famille)	93,1	24	-3,1
% des deux taxons dominants (famille)	96,6	17	-3,5
% de taxons tolérants (cote de tolérance genre > 6)	86,2	44	-2,8
% d'organismes tolérants (cote de tolérance genre > 6)	82,8	91	-3,2
% de taxons intolérants (cote de tolérance genre < 4)	93,1	17	3,4
% d'organismes intolérants (cote de tolérance genre < 4)	96,6	29	2,7
Indice biotique d'Hilsenhoff (HBI) (cote tolérance genre)	96,6	23	-2,5
Nombre de taxons EPT modifié (cote de tolérance genre < 4)	96,6	17	3,8
Nombre de taxons intolérants (cote de tolérance genre < 4)	96,6	23	3,1

### Boîtes à moustaches

Avant de commencer le processus d'évaluation de ces variables, deux d'entre elles ont été rejetées en raison du chevauchement évident entre les 75<sup>e</sup> et 25<sup>e</sup> centiles (interquartile) de la distribution des valeurs obtenues entre les stations de référence et dégradées (Burton et Gerritsen, 2003). Les variables rejetées sont le pourcentage de non-insectes et le pourcentage d'oligochètes (figure 13). Ces deux variables sont également celles qui ont l'ED la plus faible, près de 50 %, et le CV le plus élevé (tableau 5). L'annexe 4 présente les boîtes à moustaches des 25 variables. Ainsi, 23 variables sont retenues pour l'évaluation finale.



Légende : D = dégradé, R = référence. Pour les autres abréviations, voir le tableau 3.

**Figure 13** Boîtes à moustaches représentant la distribution des valeurs des variables qui montrent des chevauchements entre les stations de référence et dégradées

### Redondance entre les variables

Maxted *et al.* (2000) propose une méthode de sélection des variables basée sur leurs corrélations. Cette procédure devrait assurer que chaque variable contribue de façon indépendante à l'indice et que ce dernier permettra de détecter une vaste gamme de réponses biologiques (Maxted *et al.*, 2000). Premièrement, les variables doivent être traitées séparément selon leur catégorie. Une variable dont la redondance est élevée devra être sélectionnée dans chaque catégorie, car elle est la meilleure représentante de cette dernière. Deuxièmement, la redondance entre les catégories (richesse taxonomique, composition taxonomique et tolérance à la pollution) des variables sélectionnées devra être faible. La valeur de corrélation utilisée pour déterminer la redondance entre les variables diffère d'un auteur à l'autre (Maxted *et al.*, 2000; Burton et Gerritsen, 2003; Gerritsen *et al.*, 2000; Stoddard *et al.*, 2008). Un coefficient de corrélation de Spearman supérieur ou égal à 0,8 sera considéré comme redondant dans la présente étude (Burton et Gerritsen, 2003).

Une analyse de corrélation entre les variables de chacune des catégories a été réalisée, et les combinaisons ayant une forte corrélation de Spearman indiquent une relation hautement redondante. Ces corrélations sont réalisées sur l'ensemble des 83 stations (échantillons). Parallèlement à cette procédure, le jugement professionnel et l'évaluation de la performance des variables avec l'ED, le CV, la sensibilité et les boîtes à moustaches (tableau 5) seront également considérés dans le choix des variables.

#### **3.2.1** *Évaluation et choix de la première variable de chaque catégorie*

- Richesse taxonomique

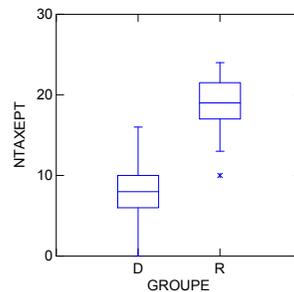
Le tableau 6 présente les corrélations de Spearman entre les six variables de cette catégorie. La variable présentant la meilleure corrélation avec les autres variables de sa catégorie est sélectionnée. Deux variables, le nombre de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (NTAXEPT) et le nombre de taxons plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères (NTAXPOET), sont plus fortement corrélées aux autres variables. Puisque la variable nombre de taxons EPT compose l'indice préliminaire et qu'elle performe bien selon l'ED, le CV, la sensibilité (tableau 5) et les boîtes à moustaches (figure 14), rien ne justifie de sélectionner la

variable nombre de taxons POET. De plus, l'ajout des taxons appartenant à l'ordre des odonates est marginal selon les données étudiées. La méthode d'échantillonnage de type monohabitat (Moisan et Pelletier, 2008) utilisée dans les cours d'eau à substrat grossier ne privilégie pas la capture des odonates. Ainsi, le nombre de taxons EPT est conservé comme première variable de cette catégorie.

**Tableau 6 Corrélations ( $r_s$ ) entre les variables de richesse taxonomique**

	NTAXTOT	NTAXEPH	NTAXPL	NTAXTRICH	<b>NTAXEPT</b>	NTAXPOET
NTAXTOT		<b>0,80</b>	0,78	<b>0,80</b>	<b>0,93</b>	<b>0,94</b>
NTAXEPH	<b>0,80</b>		0,73	0,52	<b>0,89</b>	<b>0,88</b>
NTAXPL	0,78	0,73		0,49	<b>0,87</b>	<b>0,86</b>
NTAXTRICH	<b>0,80</b>	0,52	0,49		0,76	0,77
<b>NTAXEPT</b>	<b>0,93</b>	<b>0,89</b>	<b>0,87</b>	0,76		<b>1,00</b>
NTAXPOET	<b>0,94</b>	<b>0,88</b>	<b>0,86</b>	0,77	<b>1,00</b>	

Note : Les données en gras ont un  $r_s \geq 0,8$  et un  $p < 0,0001$ . La liste des abréviations est présentée dans le tableau 3.



Légende : D = dégradé, R = référence, NTAXEPT = nombre de taxons EPT.

**Figure 14 Distribution des valeurs du nombre de taxons EPT obtenues dans les stations de référence et dégradées**

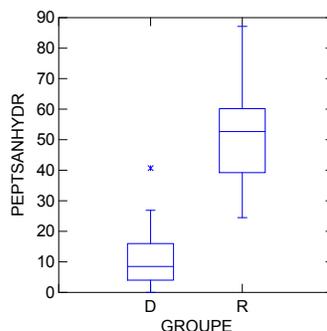
- Composition taxonomique

Le tableau 7 présente les corrélations de Spearman entre les huit variables de cette catégorie. La variable pourcentage d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères sans Hydropsychidae (PEPTSANHYDR) montre des corrélations plus fortes. Cette variable compose l'indice préliminaire, et elle performe bien avec une ED de 96,6 % (tableau 5). La figure 15 confirme que cette variable discrimine bien les stations de référence des stations dégradées. Ainsi, le pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae est choisi comme première variable de cette catégorie.

**Tableau 7** Corrélations ( $r_s$ ) entre les variables de composition taxonomique

	PEPH	PPLE	PEPT	<b>PEPTSANHYDR</b>	PINSE	PHYDRO	PHYDRTRICHO	PCHIRO
PEPH		0,60	<b>0,84</b>	<b>0,92</b>	0,50	-0,42	-0,49	-0,72
PPLE	0,60		0,67	0,78	0,56	-0,41	-0,66	-0,72
PEPT	<b>0,84</b>	0,67		<b>0,90</b>	0,61	-0,14	-0,51	<b>-0,82</b>
<b>PEPTSANHYDR</b>	<b>0,92</b>	0,78	<b>0,90</b>		0,61	-0,46	-0,70	<b>-0,81</b>
PINSE	0,50	0,56	0,61	0,61		-0,18	-0,51	-0,41
PHYDRO	-0,42	-0,41	-0,14	-0,46	-0,18		0,62	0,28
PHYDRTRICHO	-0,49	-0,66	-0,51	-0,70	-0,51	0,62		0,50
PCHIRO	-0,72	-0,72	<b>-0,82</b>	<b>-0,81</b>	-0,41	0,28	0,50	

Note : Les données en gras ont un  $r_s \geq 0,8$  et un  $p < 0,0001$ . La liste des abréviations est présentée dans le tableau 3.



Légende : D = dégradé, R = référence, PEPTSANHYDR = pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae.

**Figure 15** Distribution des valeurs du pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae obtenues dans les stations de référence et dégradées

- Tolérance à la pollution

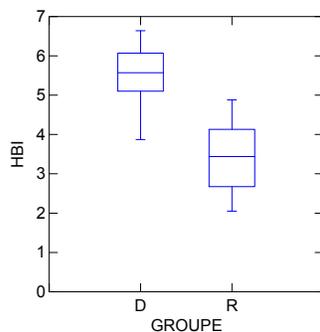
Le tableau 8 présente les corrélations de Spearman entre les neuf variables de cette catégorie. Plusieurs variables montrent de fortes corrélations, mais l'indice biotique d'Hilsenhoff (HBI) et le pourcentage d'organismes intolérants (PINTOL) possèdent les meilleures. Puisque l'HBI compose l'indice préliminaire et que cette variable performe assez bien avec une ED de 96,6 % (tableau 5), cette dernière est conservée. La figure 16 confirme qu'elle discrimine très bien les

stations de référence des stations dégradées. De plus, la performance de l'HBI est reconnue dans les nombreux programmes de suivis gouvernementaux aux États-Unis (annexe E et tableau E-2 dans Burton et Gerritsen, 2003). Ainsi, l'HBI est choisi comme première variable pour cette catégorie.

**Tableau 8** Corrélations ( $r_s$ ) entre les variables de tolérance à la pollution

	HBI	PINTOL	PTAXINTOL	PTOL	PTAXTOL	VPTAXDOMDEUX	VPTAXDOMUN	NTAXINTO	NTAXEPTMO
HBI		<b>-0,95</b>	<b>-0,86</b>	<b>0,88</b>	<b>0,81</b>	<b>0,81</b>	0,79	<b>-0,82</b>	<b>-0,82</b>
PINTOL	<b>0,95</b>		<b>0,89</b>	-0,78	<b>-0,82</b>	<b>-0,84</b>	<b>-0,81</b>	<b>0,85</b>	<b>0,84</b>
PTAXINTOL	<b>0,86</b>	<b>0,89</b>		-0,65	<b>-0,81</b>	-0,78	-0,74	<b>0,96</b>	<b>0,92</b>
PTOL	<b>0,88</b>	-0,77	-0,65		0,71	0,61	0,62	-0,62	-0,62
PTAXTOL	<b>0,81</b>	<b>-0,82</b>	<b>-0,81</b>	0,71		0,75	0,71	<b>-0,85</b>	<b>-0,86</b>
VPTAXDOMDEUX	<b>0,81</b>	<b>-0,84</b>	-0,78	0,61	0,75		<b>0,94</b>	<b>-0,82</b>	<b>-0,80</b>
VPTAXDOMUN	0,79	<b>-0,81</b>	-0,74	0,62	0,71	<b>0,94</b>		-0,76	-0,75
NTAXINTO	<b>0,82</b>	<b>0,85</b>	<b>0,96</b>	-0,62	<b>-0,85</b>	<b>-0,82</b>	-0,76		<b>0,96</b>
NTAXEPTMO	<b>0,82</b>	<b>0,84</b>	<b>0,92</b>	-0,62	<b>-0,86</b>	<b>-0,80</b>	-0,75	<b>0,96</b>	

Note : Les données en gras ont un  $r_s \geq 0,8$  et un  $p < 0,0001$ . La liste des abréviations est présentée dans le tableau 3.



Légende : D = dégradé, R = référence, HBI = indice biotique d'Hilsenhoff.

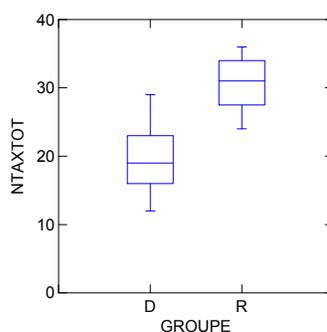
**Figure 16** Distribution des valeurs de l'HBI obtenues dans les stations de référence et dégradées

### 3.2.2 Évaluation et choix de la deuxième variable de chaque catégorie

Le choix de la deuxième variable dans chacune des trois catégories devrait idéalement être fait en considérant les variables ayant la plus faible redondance avec les variables déjà choisies. L'évaluation de la performance des variables sera également regardée simultanément avec l'ED, le CV, la sensibilité et les boîtes à moustaches (tableau 5).

- Richesse taxonomique

Les cinq variables de cette catégorie montrent presque toutes de fortes corrélations avec le nombre de taxons EPT (tableau 6). La moins corrélée de ces variables est le nombre de taxons trichoptères (NTAXTRICH). Toutefois, cette variable a la plus faible performance avec une ED de 79,3 (tableau 5). La variable nombre de taxons POET (NTAXPOET), qui a une corrélation parfaite ( $r_s = 1,00$ ) avec la variable nombre de taxons EPT, est automatiquement rejetée. Deux des trois variables restantes, le nombre total de taxons (NTAXTOT) et le nombre de taxons plécoptères (NTAXPL), présentent une performance relativement semblable (tableau 5). Puisque la variable nombre total de taxons compose l'indice de santé du benthos préliminaire, cette dernière sera retenue. Cette sélection est aussi motivée et confortée par son utilisation systématique dans les nombreux programmes de suivi gouvernementaux (annexe E et tableau E-2 dans Burton et Gerritsen, 2003). De plus, cette variable, aussi appelée richesse taxonomique, a une importance écologique et sociétale pour la diversité biologique (Maxted *et al.*, 2003). Le nombre de taxons EPT (NTAXEPT) est cependant fortement corrélé avec le nombre total de taxons ( $r_s = 0,93$ ; tableau 6). Bien que Barbour *et al.* (1992) aient également constaté une forte corrélation entre ces deux variables, ces derniers les ont conservées, car le degré de redondance est dépendant de la représentativité des taxons EPT dans le total de taxons et peut varier selon les écorégions. Plusieurs indices multimétriques (*multimetric index*) sont composés, entre autres, de ces deux variables (annexe E et tableau E-2 dans Burton et Gerritsen, 2003). La figure 17 confirme que cette variable discrimine très bien les stations de référence des stations dégradées. Ainsi, le nombre total de taxons est choisi comme deuxième variable de cette catégorie.



Légende : D = dégradé, R = référence, NTAXTOT = nombre total de taxons.

**Figure 17** Distribution des valeurs du nombre total de taxons obtenues dans les stations de référence et dégradées

- Composition taxonomique

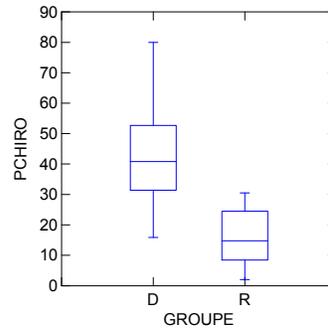
Plusieurs variables pourraient être choisies comme deuxième variable dans cette catégorie si on considère la faible redondance intercatégoriques (tableau 9). Toutefois, celles qu'on a facilement éliminées sont le pourcentage d'éphéméroptères (PEPH) et le pourcentage d'EPT (PEPT) ( $r_s > 0,90$  avec la variable déjà sélectionnée du PEPTSANHYDR; tableau 9). Les variables pourcentage d'Hydropsychidae dans l'échantillon (PHYDRO), pourcentage d'Hydropsychidae / trichoptères

(PHYDRTRICHO) et pourcentage d'insectes (PINSE) sont rejetées. La première variable a une faible performance (ED = 69; tableau 5), et la seconde est une variable dont le signal peut être mis en question, puisque le rapport est fait sur l'ordre des trichoptères et non sur la communauté, ce qui est confirmé par la faible ED de la variable PHYDRO. Le pourcentage d'insectes est aussi rejeté pour sa faible ED de 65,5. Des deux variables restantes, le pourcentage de plécoptères (PPLE) et le pourcentage de Chironomidae (PCHIRO), cette dernière est privilégiée. Elle présente en effet une plus faible corrélation avec la variable HBI (tableau 9). La performance de la variable pourcentage de Chironomidae demeure élevée avec une ED de 86,2, et elle discrimine bien les stations de référence des stations dégradées (figure 18). Ainsi, le pourcentage de Chironomidae est choisi comme deuxième variable de cette catégorie.

**Tableau 9** Corrélations ( $r_s$ ) des huit variables de composition taxonomique avec les variables des autres catégories évaluées

	PEPH	PPLE	PEPT	PEPTSANHYDR	PINSE	PHYDRO	PHYDRTRICHO	PCHIRO
<b>NTAXTOT</b>	0,52	0,71	0,56	0,66	0,44	-0,27	-0,67	-0,50
<b>NTAXEPT</b>	0,64	0,79	0,66	0,76	0,57	-0,35	-0,70	-0,56
PEPH		0,60	<b>0,84</b>	<b>0,92</b>	0,50	-0,42	-0,49	-0,72
PPLE	0,60		0,67	0,78	0,56	-0,41	-0,66	-0,72
PEPT	<b>0,84</b>	0,67		<b>0,90</b>	0,61	-0,14	-0,51	<b>-0,82</b>
<b>PEPTSANHYDR</b>	<b>0,92</b>	0,78	<b>0,90</b>		0,61	-0,46	-0,70	<b>-0,81</b>
PINSE	0,50	0,56	0,61	0,61		-0,18	-0,51	-0,41
PHYDRO	-0,42	-0,41	-0,14	-0,46	-0,18		0,62	0,28
PHYDRTRICHO	-0,49	-0,66	-0,51	-0,70	-0,51	0,62		0,50
PCHIRO	-0,72	-0,72	-0,82	<b>-0,81</b>	-0,41	0,28	0,50	
VPTAXDOMUN	-0,57	-0,76	-0,65	-0,73	-0,42	0,23	0,61	0,70
VPTAXDOMDEUX	-0,62	<b>-0,81</b>	-0,67	-0,76	-0,40	0,28	0,65	0,71
PTAXTOL	-0,56	<b>-0,80</b>	-0,62	-0,71	-0,60	0,32	0,67	0,61
PTOL	-0,67	-0,71	-0,75	-0,77	-0,68	0,30	0,61	0,74
PTAXINTOL	0,61	<b>0,86</b>	0,67	0,76	0,59	-0,38	-0,67	-0,63
PINTOL	0,64	<b>0,88</b>	0,71	<b>0,82</b>	0,55	-0,40	-0,75	-0,74
<b>HBI</b>	-0,71	<b>-0,88</b>	<b>-0,83</b>	<b>-0,87</b>	-0,68	0,31	0,71	<b>0,82</b>
NTAXEPTMO	0,65	<b>0,83</b>	0,69	0,78	0,56	-0,34	-0,69	-0,61
NTAXINTO	0,60	<b>0,83</b>	0,66	0,75	0,56	-0,35	-0,69	-0,60

Note : Les données en gras ont un  $r_s \geq 0,8$  et un  $p < 0,0001$  entre la composition taxonomique et les deux autres catégories. La liste des abréviations est présentée dans le tableau 3.



Légende : D = dégradé, R = référence, PCHIRO = pourcentage de Chironomidae.

**Figure 18** Distribution des valeurs du pourcentage de Chironomidae obtenues dans les stations de référence et dégradées

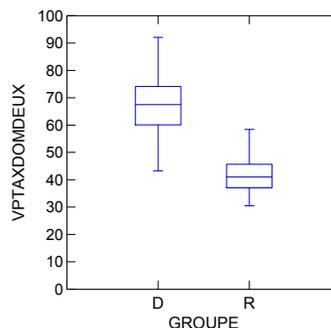
- **Tolérance à la pollution**

Plusieurs variables pourraient être choisies comme deuxième variable dans cette catégorie, si on considère la faible redondance intercatégories (tableau 10). Toutefois, trois variables sont rejetées pour leur forte corrélation avec les variables déjà choisies. Le nombre de taxons EPT modifié (NTAXEPTMO), le nombre de taxons intolérants (NTAXINTO) et le pourcentage de taxons tolérants (PTAXTOL) montrent des corrélations supérieures à 0,86 avec certaines variables déjà choisies. Le pourcentage d'organismes intolérants (PINTO), le pourcentage d'organismes tolérants (PTOL) et le pourcentage de taxons intolérants (PTAXINTO) ont des corrélations  $r_s > 0,85$  avec l'HBI (tableau 10). Il reste donc deux variables à évaluer : le pourcentage du taxon dominant (VPTAXDOMUN) et le pourcentage des deux taxons dominants (VPTAXDOMDEUX). Le pourcentage des deux taxons dominants est retenu. L'ED de cette variable est légèrement plus élevée à 96,6 (tableau 5). La figure 19 confirme aussi qu'elle discrimine très bien les stations de référence des stations dégradées. Le pourcentage des deux taxons dominants est choisi comme deuxième variable de cette catégorie.

**Tableau 10** Corrélations ( $r_s$ ) des neuf variables de tolérance à la pollution avec des variables sélectionnées dans les deux autres catégories

	VPTAX DOMUN	VPTAX DOMDEUX	PTAXTOL	PTOL	PTAX INTOL	PINTOL	HBI	NTAX EPTMO	NTAX INTO
<b>NTAXTOT</b>	-0,72	-0,79	<b>-0,83</b>	-0,52	0,79	0,73	-0,69	<b>0,91</b>	<b>0,91</b>
<b>NTAXEPT</b>	-0,74	<b>-0,80</b>	<b>-0,87</b>	-0,61	<b>0,88</b>	<b>0,80</b>	-0,79	<b>0,98</b>	<b>0,95</b>
<b>PEPTSANHYDR</b>	-0,73	-0,76	-0,71	-0,77	0,76	<b>0,82</b>	<b>-0,87</b>	0,78	0,75
<b>PCHIRO</b>	0,70	0,71	0,61	0,74	-0,63	-0,74	<b>0,82</b>	-0,61	-0,60
VPTAXDOMUN		<b>0,94</b>	0,71	0,62	-0,74	<b>-0,81</b>	0,79	-0,75	-0,76
VPTAXDOMDEUX	<b>0,94</b>		0,75	0,61	-0,78	<b>-0,84</b>	<b>0,81</b>	<b>-0,80</b>	<b>-0,82</b>
PTAXTOL	0,71	0,75		0,71	<b>-0,81</b>	<b>-0,82</b>	<b>0,81</b>	<b>-0,86</b>	<b>-0,85</b>
PTOL	0,62	0,61	0,71		-0,65	-0,77	<b>0,88</b>	<b>-0,62</b>	<b>-0,62</b>
PTAXINTOL	-0,74	-0,78	<b>-0,81</b>	-0,65		<b>0,89</b>	<b>-0,86</b>	<b>0,92</b>	<b>0,96</b>
PINTOL	<b>-0,81</b>	<b>-0,84</b>	<b>-0,82</b>	-0,77	<b>0,89</b>		<b>-0,95</b>	<b>0,84</b>	<b>0,85</b>
<b>HBI</b>	0,79	<b>0,81</b>	<b>0,81</b>	<b>0,88</b>	<b>-0,86</b>	<b>-0,95</b>		<b>-0,82</b>	<b>-0,82</b>
NTAXEPTMO	-0,75	<b>-0,80</b>	<b>-0,86</b>	-0,62	<b>0,92</b>	<b>0,84</b>	<b>-0,82</b>		<b>0,96</b>
NTAXINTO	-0,76	<b>-0,82</b>	<b>-0,85</b>	-0,62	<b>0,96</b>	<b>0,85</b>	<b>-0,82</b>	<b>0,96</b>	

Note : Les données en gras ont un  $r_s \geq 0,8$  et un  $p < 0,0001$  entre la tolérance à la pollution et les deux autres catégories. La liste des abréviations est présentée dans le tableau 3.



Légende : D = dégradé, R = référence, VPTAXDOMDEUX = pourcentage des deux taxons dominants.

**Figure 19** Distribution des valeurs des deux taxons dominants obtenues dans les stations de référence et dégradées

Le tableau 11 présente la synthèse des corrélations de Spearman entre les six variables de l'indice. Deux corrélations demeurent très élevées selon la méthodologie de Maxted *et al.* (2003) : le nombre total de taxons par rapport au nombre de taxons EPT et le pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae par rapport à l'HBI. Pour ces variables, on a aussi évalué la linéarité de la relation par les résidus (figure 20). Bien que la relation entre le nombre total de taxons et le nombre de taxons EPT semble linéaire, ces deux variables seront conservées (figure 20a). Il faut souligner que cette étude s'est attardée presque exclusivement sur un seul type de pollution, soit l'agriculture. Il est possible que la redondance entre ces deux variables s'atténue dans d'autres types de pollution, car l'HBI évalue les effets de la pollution organique. Ces variables pourraient apporter de l'information différente et être ainsi complémentaires. Si on évalue la corrélation de Spearman de ces deux variables aux stations de référence seulement, on constate que celle-ci est

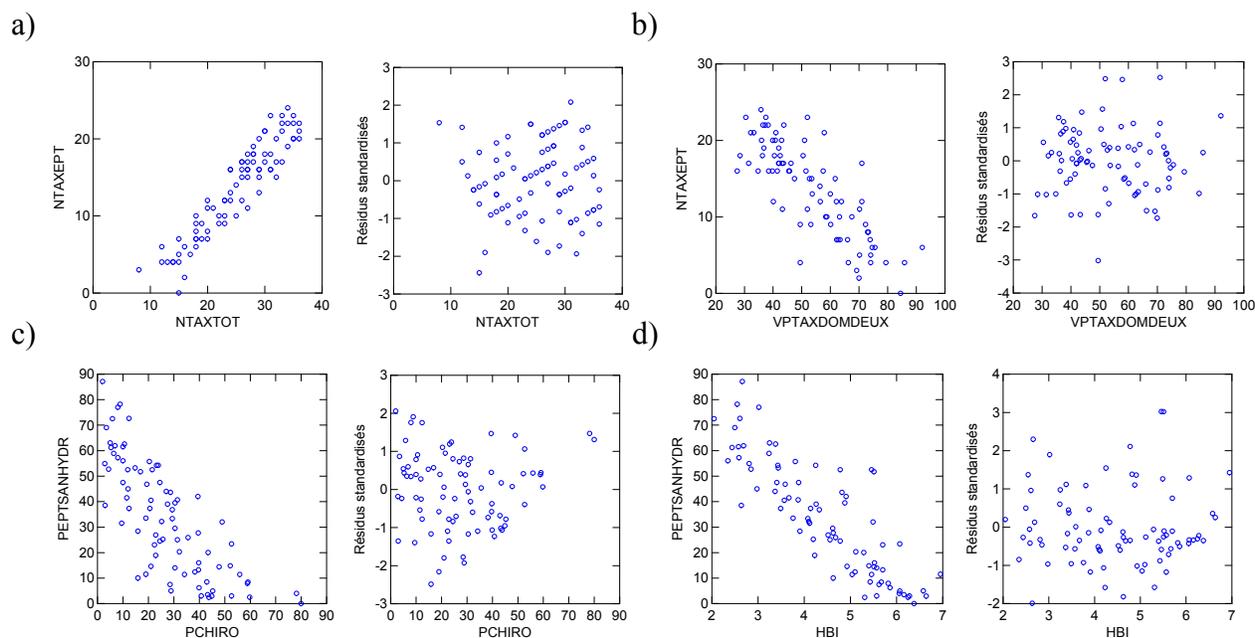
plus faible, le coefficient Spearman étant de 0,72. Puisqu'aux États-Unis, plusieurs indices multimétriques comprennent ces variables très performantes (annexe E et tableau E-2 dans Burton et Gerritsen, 2003), il semble prématuré d'en exclure l'une des deux.

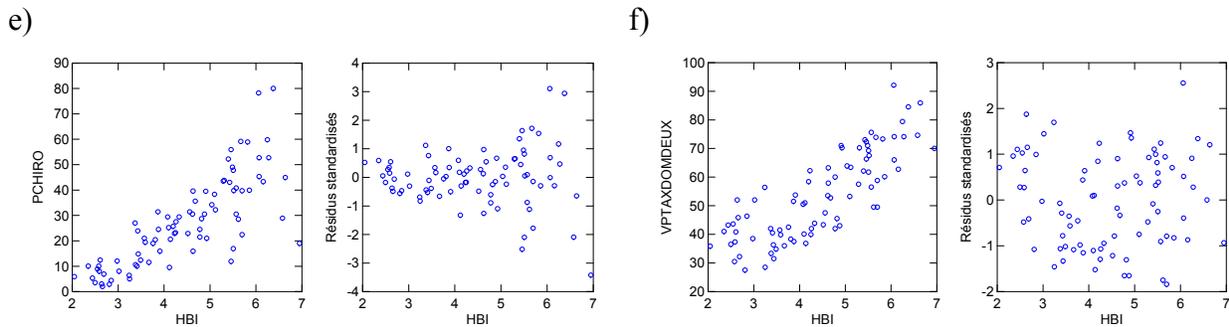
La relation linéaire entre le pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae et l'HBI semble moins évidente (figure 20d). Si on évalue la corrélation de Spearman de ces deux variables avec les stations de référence, la corrélation diminue à -0,82. La variable du pourcentage d'EPT aurait pu être choisie puisqu'elle montrait une plus faible corrélation avec l'HBI, toutefois sa performance selon l'ED (tableau 5) était moins élevée que celle de la variable du pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae.

**Tableau 11 Corrélations ( $r_s$ ) entre les six variables choisies pour l'indice de santé du benthos**

	NTAXTOT	NTAXEPT	PEPTSANHYDR	PCHIRO	VPTAXDOMDEUX	HBI
NTAXTOT		<b>0,93</b>	0,66	-0,50	-0,79	-
NTAXEPT			0,76	-0,56	<b>-0,80</b>	-
PEPTSANHYDR				<b>-0,81</b>	-0,76	<b>0,87</b>
PCHIRO					0,71	0,82
VPTAXDOMDEUX						<b>0,81</b>
HBI						

Note : Les données en gras ont une corrélation significative  $r_s \geq 0,80$  et  $p < 0,0001$ . La liste des abréviations est présentée dans le tableau 3.





**Figure 20** Relation entre les variables corrélées et linéarité

#### Résumé du processus d'évaluation des variables

- Représentation des différents aspects d'une communauté (richesse taxonomique, composition taxonomique et tolérance à la pollution)
- Capacité de différenciation entre des stations de référence et des stations dégradées (méthodes : efficacité discriminante [ED], sensibilité et boîtes à moustaches)
- Précision des variables (coefficient de variation [CV])
- Redondance minimale entre les variables (méthode : corrélation de Spearman et linéarité des relations)

### 3.3 Valeurs de référence et formule de standardisation

Il existe différentes méthodes pour établir les valeurs de référence (Blocksom, 2003; Barbour *et al.*, 1999). Dans la présente étude, nous avons retenu la méthode conçue pour la Virginie-Occidentale et la Virginie (Gerritsen *et al.*, 2000; Burton et Gerritsen, 2003). Blocksom (2003) l'a jugée la plus performante parmi les méthodes qu'elle a testées avec l'indice multimétrique *Macroinvertebrate Biotic Integrity Index* (MBII) aux États-Unis. L'indice de santé du benthos est basé sur des cotes continues et peut ainsi prendre toutes les valeurs possibles de 0 à 100. Les valeurs de référence des variables sont établies avec le 95<sup>e</sup> ou le 5<sup>e</sup> centile de l'ensemble des stations (c.-à-d. à l'ensemble des 83 échantillons) échantillonnées entre 2003 et 2008, selon la réponse prédite de la variable à la dégradation de la qualité de l'eau et de l'habitat. Il est plus prudent de prendre le 5<sup>e</sup> et le 95<sup>e</sup> centiles de toutes les stations, puisque le nombre de stations de référence sélectionnées dans cette étude est relativement faible et qu'elles présentent un certain niveau d'altération (voir la section 2.3.1). Le 95<sup>e</sup> centile est réservé aux variables diminuant avec l'augmentation des perturbations, alors que le 5<sup>e</sup> centile l'est aux variables augmentant avec les perturbations (tableau 3). Ces valeurs de référence des variables choisies représentent les meilleures valeurs obtenues tout en évitant les valeurs extrêmes (Gerritsen *et al.*, 2000; Burton et Gerritsen, 2003). Par conséquent, ces valeurs de référence ne devraient pas beaucoup changer même si on augmente le nombre de stations de référence. Cette stabilité des valeurs de référence devra être validée dans quelques années lorsque le nombre de stations (référence et gradient de perturbation) aura augmenté.

Pour chaque station, la valeur des variables choisies est ramenée en pourcentage sur une échelle de 0 à 100 selon les formules suivantes :

Pour calculer la valeur en pourcentage des variables diminuant avec l'accroissement des perturbations, comme le nombre de taxons (tableau 3), la formule est donc :

$$\text{Valeur standardisée} = \left[ \frac{X}{X_{95} - X_{\min}} \right] * 100$$

X = valeur de la variable (ex. : nombre total de taxons obtenus à la station)

X<sub>95</sub> = 95<sup>e</sup> centile des valeurs de la variable pour toutes les stations (c.-à-d. tous les échantillons)

X<sub>min</sub> = valeur minimale possible (habituellement 0)

Par exemple, si le 95<sup>e</sup> centile du nombre total de taxons est de 35 et que la valeur minimale est 0, alors pour une station ayant 10 taxons, on obtient une valeur standardisée de 28,6.

$$28,6 = \left[ \frac{10}{35 - 0} \right] * 100$$

Pour calculer la valeur en pourcentage des variables augmentant avec l'accroissement des perturbations, comme le pourcentage de Chironomidae (tableau 3), la formule est donc :

$$\text{Valeur standardisée} = \left[ \frac{X_{\max} - X}{X_{\max} - X_5} \right] * 100$$

X = valeur de la variable (ex. : pourcentage de Chironomidae obtenu à la station)

X<sub>5</sub> = 5<sup>e</sup> centile des valeurs de la variable pour toutes les stations (c.-à-d. tous les échantillons)

X<sub>max</sub> = valeur maximale possible (10 pour l'HBI ou 100 % pour les variables de pourcentage)

Par exemple, si le 5<sup>e</sup> centile du pourcentage de Chironomidae est de 4,1 et que la valeur maximale est 100 %, alors pour une station ayant 20 % de Chironomidae, on obtient une valeur standardisée de 83,4.

$$83,4 = \left[ \frac{100 - 20}{100 - 4,1} \right] * 100$$

### 3.4 Indice de santé du benthos (ISB<sub>g</sub>)

Après avoir passé toutes les étapes d'évaluation de la performance, de la discrimination et de la sélection des variables, aucun point majeur ne justifiait de faire des changements dans la version préliminaire de l'indice de santé du benthos (ISB<sub>g</sub>) des cours d'eau à substrat grossier inspiré de celui de la Virginie-Occidentale (Gerritsen *et al.*, 2000). Le calcul de l'ISB<sub>g</sub> à une station donnée est tout d'abord réalisé en ramenant les valeurs des six variables sur une échelle commune (de 0 à 100) à l'aide des formules de standardisation présentées au tableau 12. Cette formule est issue des valeurs de référence obtenues pour chacune des six variables avec le 95<sup>e</sup> ou le 5<sup>e</sup> centile selon la réponse prédite de la variable à la dégradation de la qualité de l'eau et de l'habitat (voir la section 3.3). Par la suite, la valeur unique de l'ISB<sub>g</sub> est obtenue en faisant la moyenne de ces valeurs standardisées des six variables (tableau 12). L'ISB<sub>g</sub> a une échelle qui varie de 0 à 100 unités, 100 étant la meilleure valeur.

**Tableau 12 Six variables composant l'indice de santé du benthos des cours d'eau à substrat grossier, valeurs de référence et formules de standardisation**

<i>Variable qui diminue avec la dégradation</i>	Valeur de référence 95 <sup>e</sup> centile	Valeur minimale	Formule de standardisation
Nombre total de taxons	35	0	$(X \div 35) * 100$
Nombre de taxons EPT	22,4	0	$(X \div 22,4) * 100$
% d'EPT sans Hydropsychidae	72,5	0	$(X \div 72,5) * 100$

<i>Variable qui augmente avec la dégradation</i>	Valeur de référence 5 <sup>e</sup> centile	Valeur maximale	Formule de standardisation
% de Chironomidae	4,1	100	$[(100 - X) \div (100 - 4,1)] * 100$
% des deux taxons dominants	32	100	$[(100 - X) \div (100 - 32)] * 100$
HBI	2,53	10	$[(10 - X) \div (10 - 2,53)] * 100$

X = valeur obtenue à la station

N. B. : Bien que certaines valeurs de ces variables (non standardisées) à une station donnée puissent être supérieures à la valeur de référence, le résultat du calcul de standardisation est au maximum de 100.

Les valeurs standardisées des six variables et de l'ISB<sub>g</sub> calculées à chacune des stations sont présentées à l'annexe 6, alors que les valeurs non standardisées sont présentées à l'annexe 7.

### Indice de santé du benthos pour les cours d'eau à substrat grossier (ISB<sub>g</sub>)

- Variables de l'indice final
  - Nombre total de taxons (genre)
  - Nombre de taxons EPT (genre)
  - Pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae
  - Pourcentage de Chironomidae
  - Pourcentage des deux taxons dominants (famille)
  - Indice biotique d'Hilsenhoff (HBI) (genre)
- Standardisation des valeurs des variables
  - Conversion des valeurs des variables sur une échelle de 0 à 100
- Calcul de l'indice
  - Moyenne des valeurs standardisées des six variables

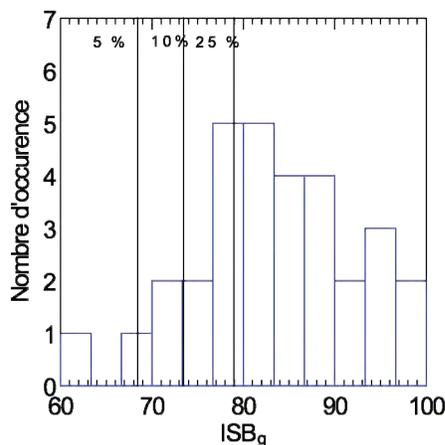
#### 3.4.1 Borne principale de l'indice ou biocritère

La borne principale de l'indice, ou biocritère, sépare les stations dont la valeur de l'indice est comparable aux stations de référence de celles qui sont dégradées. Une valeur de l'indice égale ou supérieure à ce biocritère caractérise une station en bon état, alors qu'une valeur sous le biocritère indique une station dégradée. C'est la séparation majeure de l'indice et la plus importante pour son interprétation. Ce biocritère vise le maintien de l'intégrité biotique des cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Il pourrait correspondre à la qualité à maintenir dans les milieux en santé et à l'objectif à recouvrer dans les milieux dégradés.

Dans la littérature (Barbour *et al.*, 1999; Stark et Maxted, 2007; Burton et Gerritsen, 2003; MDDEFP, 2012), la valeur statistique retenue pour établir cette borne varie entre le 5<sup>e</sup> et le 25<sup>e</sup> centile des valeurs d'indice obtenues dans les stations de référence ou les moins perturbées. La sélection du 25<sup>e</sup> centile des stations de référence comme biocritère sous-entend que 25 % des stations de référence ne respectent pas le biocritère (Barbour *et al.*, 1999; Stark *et al.*, 2001). Le biocritère établi à partir du 25<sup>e</sup> centile donne une évaluation plus sécuritaire que celui établi à partir du 5<sup>e</sup> centile. On l'utilise généralement lorsqu'il y a absence de stations de référence et présence seulement de stations considérées comme moins perturbées. Cette borne a été choisie pour l'indice de santé du benthos des cours d'eau peu profonds à substrat meuble des basses-terres du Saint-Laurent (MDDEFP, 2012). À l'opposé, en présence de très bonnes stations de référence, le biocritère devrait être basé sur le 5<sup>e</sup> centile des stations de référence (Gerritsen *et al.*, 2000).

Dans ce rapport, le centile retenu pour établir le biocritère se situe entre ces deux valeurs, soit le 10<sup>e</sup> centile. Burton et Gerritsen (2003) recommandent la valeur du 10<sup>e</sup> centile des stations de référence comme borne principale de l'indice pour distinguer les communautés de macroinvertébrés en bonne santé des communautés dégradées. En regardant la distribution des valeurs de l'indice des stations de référence, ce choix du 10<sup>e</sup> centile a semblé le plus pertinent (figure 21). Le biocritère ainsi établi pour l'ISB<sub>g</sub> est de 72,7 (10<sup>e</sup> centile; méthode Cleaveland; SYSTAT, 2004) (tableau 13). Ainsi, les stations ayant une valeur de l'ISB<sub>g</sub> supérieure ou égale à 72,7 ont des communautés de macroinvertébrés dont l'intégrité est bonne. Les stations désignées *a priori* comme de référence (tableau 1), mais présentant des valeurs de l'ISB<sub>g</sub> inférieures à 72,7

doivent être considérées comme ayant des communautés dégradées. Ces dernières peuvent être dégradées par des perturbations historiques ou inconnues, ou l'échantillonnage a eu lieu à la suite de perturbations d'origine naturelle (étiage trop important, inondation, etc.) (Burton et Gerritsen, 2003).



**Figure 21** Distribution des valeurs de l'ISB<sub>g</sub> des stations de référence

**Tableau 13** Statistiques descriptives et centiles des stations de référence

Statistique	ISB <sub>g</sub>
n	31
Minimum	61,2
Maximum	98,3
médiane	82,9
moyenne	83,3
Écart-type	8,9
CV	0,11
Centile	valeur
5%	67,5
10%	72,7
25%	78
75%	89,2
95%	97,7

### 3.4.2 Classes de l'indice

À partir de la valeur du biocritère, cinq classes de qualité ont été déterminées. Les classes inférieures au biocritère de l'indice ont été établies selon la méthode utilisée par Burton et Gerritsen (2003) et Barbour *et al.* (1999). Ces derniers ont déterminé les classes inférieures par une séparation tripartite. Les deux classes supérieures au biocritère sont séparées par le 75<sup>e</sup> centile des stations de référence, dont la classe « très bonne » est considérée comme supérieure à la référence (tableaux 13 et 14). Burton et Gerritsen (2003) ont toutefois été plus

prudents dans la détermination de leur classe « très bonne » en choisissant le centile 90. Les cinq classes de qualité de l'ISB<sub>g</sub> et les bornes les accompagnant sont présentées au tableau 14.

**Tableau 14 Classes de qualité de l'indice de santé du benthos (ISB<sub>g</sub>)**

0-24,1	24,2-48,3	48,4-72,6	72,7-89,1	89,2-100
Très mauvaise	Mauvaise	Précaire	Bonne	Très bonne

### 3.4.3 Variation de l'indice

L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques effectué à une même station, dans une même saison ou entre les années peut donner lieu à des valeurs de l'ISB<sub>g</sub> légèrement différentes. La variabilité naturelle des communautés biologiques, et par le fait même de l'indice, peut être évaluée de deux façons. Dans un premier temps, elle a été évaluée à partir de la valeur de l'écart-type de l'ISB<sub>g</sub> dans les stations de référence (Burton et Gerritsen, 2003). L'écart-type obtenu est de 8,9 % (tableau 13).

L'autre façon d'estimer cette variabilité est de calculer l'écart entre les valeurs de l'indice obtenues à des stations de référence échantillonnées plus d'une année (Stark et Maxted, 2007). Il s'agit donc des différences interannuelles de l'indice de santé du benthos des stations de référence qui ne devraient pas avoir subi de transformations majeures entre ces années. Ces différences interannuelles sont établies à deux stations de référence échantillonnées plusieurs années de suite (des Abénaquis : ABEN0103, ABEN0104, ABEN0105, ABEN0106 et cours d'eau sans toponyme : ETSA0103, ETSA0104, ETSA0105). Les valeurs de l'ISB<sub>g</sub> ont varié de 0,5 à 10,3 avec une moyenne de 4,5 et une médiane de 4,1. Donc, considérant les résultats des deux méthodes, et par prudence, la valeur de 10 unités a été choisie. En raison de cette variabilité, une « zone grise » de 10 unités est établie sous le biocritère, entre 72,6 et 62,6. Une station dont l'indice se situe dans cette zone grise (entre ces deux valeurs) ne peut être clairement incluse dans les stations en condition précaire. Burton et Gerritsen (2003) suggèrent de retourner échantillonner cette station pour en vérifier la variabilité naturelle. Cette zone grise semble sécuritaire et peut également être considérée comme la précision de l'indice. Cette variabilité de 10 unités est la même que celle établie pour l'indice de santé du benthos des cours d'eau à substrat meuble (ISB<sub>m</sub>) (MDDEFP, 2012). Elle peut être liée à la variabilité des conditions hydrologiques d'une année à l'autre, à la variabilité naturelle qui peut exister sur les substrats d'un même tronçon de rivière et à celle induite par l'échantillonnage, les manipulations en laboratoire et les erreurs d'identification (Burton et Gerritsen, 2003).

## 4 Résultats et discussion

### 4.1 Classement des stations selon l'ISB<sub>g</sub>

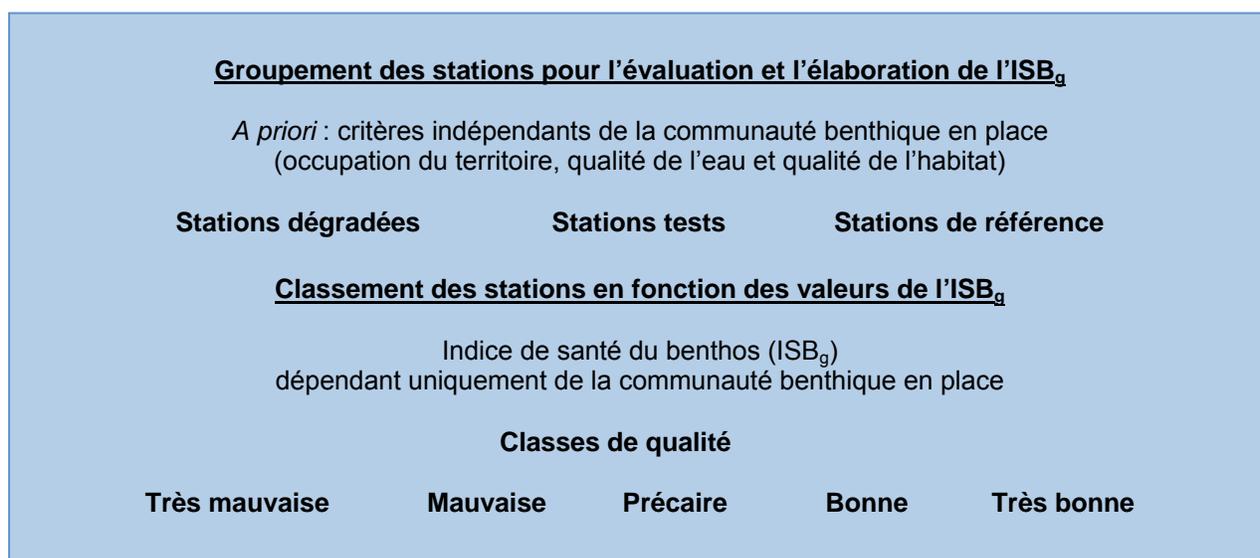
La figure 22 présente une disposition ascendante des résultats de l'ISB<sub>g</sub> obtenu aux stations échantillonnées entre 2003 et 2008. Les stations présentées en ordonnée, en bleu, correspondent aux stations désignées *a priori* comme de référence, tandis que celles en rouge et soulignées correspondent aux stations désignées *a priori* comme dégradées selon les critères de la section 2.3.1.

Toutes les stations désignées comme dégradées selon les critères établis *a priori* (tableau 2 et figure 22) présentent des communautés de macroinvertébrés benthiques altérées (29/29). Les valeurs de l'ISB<sub>g</sub> de ces stations se positionnent sous le biocritère de 72,7. Trois de ces stations se trouvent toutefois dans la zone grise, soit les stations des rivières Chassé (CHAS0105), Bourbon (BOUR0108) et Niagarette (NIAG0106). Pour les stations désignées comme de référence selon les critères établis *a priori* (tableau 1 et figure 22), trois des 31 stations ont un ISB<sub>g</sub> sous le biocritère de 72,7 et possèdent donc des communautés considérées comme dégradées. Il s'agit des stations des rivières aux Pins (PINS0108), Jacquot (JACQ0108) et du ruisseau de la Chute (DCHU0104) (figure 22). Ces trois stations se trouvent dans chacune des trois provinces naturelles (figure 23). On note que l'ISB<sub>g</sub> des stations de référence ne dépasse pas 90 % dans les basses-terres et dans le piedmont laurentien (figure 24), alors que plusieurs valeurs excèdent 90 % dans les stations des Appalaches.

Les stations désignées *a priori* comme de référence échantillonnées plus d'une année dans la rivière des Abénaquis et le cours d'eau sans toponyme (ABEN01, ETSA01) montrent une variation interannuelle faible, et les valeurs de l'ISB<sub>g</sub> sont demeurées dans la même classe de qualité à une exception près, soit le cours d'eau sans toponyme échantillonné en 2004 (ETSA0104) (figure 22 et tableau 15). Ce sont les deux variables de la catégorie richesse taxonomique, soit le nombre total de taxons et le nombre de taxons EPT, qui ont été déclassantes (annexe 6). Les stations désignées *a priori* comme dégradées échantillonnées plus d'une année dans les rivières Boyer Sud, Boyer Nord et Niagarette (BOYS01, BOYN01, NIAG01) montrent une variation interannuelle des valeurs de l'ISB<sub>g</sub> plus grande (tableau 15). Cette plus grande variabilité de l'intégrité des macroinvertébrés benthiques dans les cours d'eau traversant des territoires fortement agricoles pourrait être liée aux aménagements faits dans ces territoires. Les cours d'eau ont en effet été profondément transformés avec l'objectif principal d'évacuer les eaux excédentaires pour l'agriculture. De fait, de nombreux cours d'eau ont été redressés, recalibrés et reprofilés dans un but de drainage plus efficace. Ils ont également été déboisés, si bien qu'ils ont perdu l'hétérogénéité nécessaire au maintien de la biodiversité (COGIRMA, 2010). Les transformations réalisées sur ces territoires ont modifié la granulométrie, le régime hydrologique, les vitesses d'écoulement, le bilan érosion/sédimentation, la température de l'eau et, par voie de conséquence, la qualité de l'habitat du poisson (COGIRMA, 2010). Ainsi, selon les conditions météorologiques et hydrologiques, la quantité et la qualité des habitats aquatiques peuvent être différentes d'une année à l'autre. Le déboisement accentue les extrêmes du régime hydrologique, se traduisant par l'intensification des crues, car l'eau arrive plus rapidement au cours d'eau et en plus grande quantité. Les étiages peuvent devenir plus importants, voire rendre intermittent un cours d'eau qui a toujours été permanent. Au contraire, les boisés contribuent au maintien de la

qualité du milieu aquatique, particulièrement au regard des cycles hydrauliques. Ils interceptent une partie de l'eau des précipitations pour ensuite l'évaporer durant la saison de croissance de la végétation. Celle-ci diminue le ruissellement vers le cours d'eau et régularise les débits (COGIRMA, 2010). Le changement de classe de qualité à la baisse de l'ISB<sub>g</sub> à la station de référence ETSA entre 2003 et 2004 semble étonnant puisque la majorité des variables de l'habitat aquatique et la physicochimie de l'eau n'ont pas montré de variations. Toutefois, en 2004, des coupes forestières ont été constatées sur la rive droite du tronçon de 100 m de longueur de la station. Cette modification de l'habitat riverain peut avoir occasionné les changements dans la communauté de macroinvertébrés benthiques, surtout en ce qui a trait à la richesse taxonomique. Toutefois, cette communauté a retrouvé une très bonne intégrité en 2005.

Les autres stations désignées *a priori* comme tests, en noir et italiques, se répartissent dans les classes « mauvaise », « précaire », « bonne » et « très bonne » (figure 23). Ces stations permettent d'évaluer l'applicabilité de l'ISB<sub>g</sub> et son habileté à qualifier l'intégrité biologique.



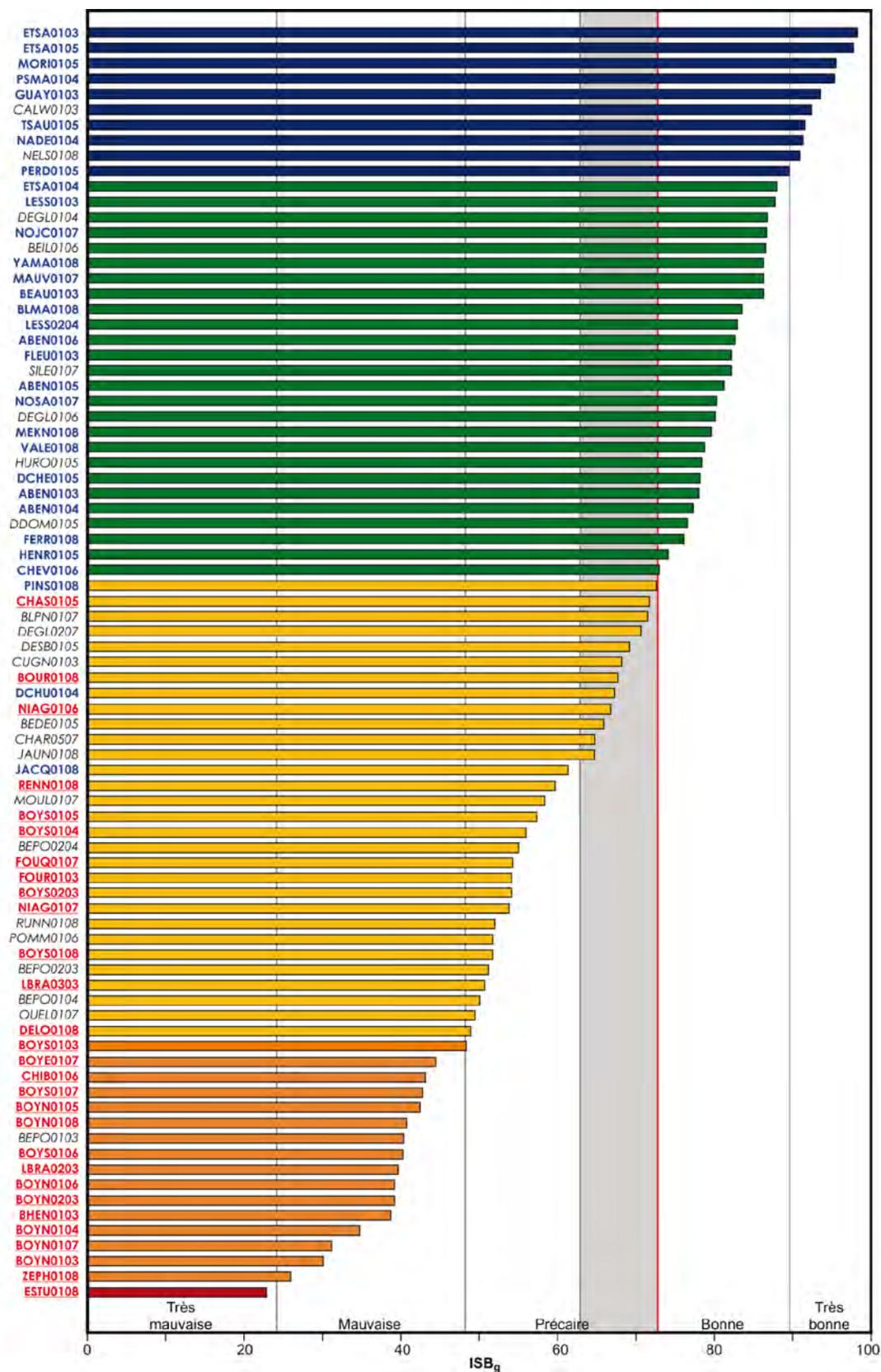
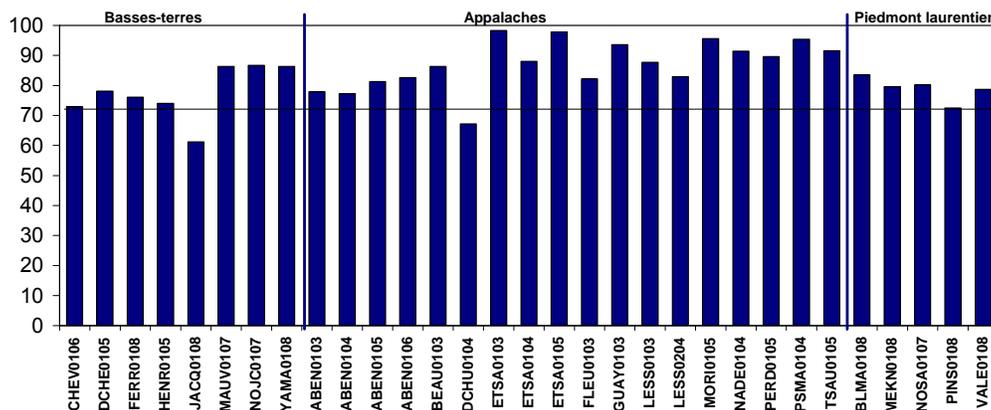


Figure 22 Classement de l'ISB<sub>g</sub> obtenu aux stations échantillonnées entre 2003 et 2008

**Tableau 15 Variation interannuelle de l'ISB<sub>g</sub> dans sept rivières**

BQMA	STABIO	Rivière	Bassin versant	Date	ISB <sub>g</sub>	Classe de qualité
02330040	ABEN0103	des Abénaquis	ETCHEMIN	2003-09-25	77,9	Bonne
02330040	ABEN0104	des Abénaquis	ETCHEMIN	2004-09-17	77,2	Bonne
02330040	ABEN0105	des Abénaquis	ETCHEMIN	2005-09-15	81,3	Bonne
02330040	ABEN0106	des Abénaquis	ETCHEMIN	2006-09-06	82,6	Bonne
05400001	BEPO0103	Beauport	BEAUPORT	2003-10-02	40,0	Mauvaise
05400001	BEPO0104	Beauport	BEAUPORT	2004-09-16	49,9	Précaire
05400002	BEPO0203	Beauport	BEAUPORT	2003-10-03	50,9	Précaire
05400002	BEPO0204	Beauport	BEAUPORT	2004-09-13	54,9	Précaire
02300003	BOYN0103	Boyer Nord	BOYER	2003-09-18	29,7	Précaire
02300003	BOYN0104	Boyer Nord	BOYER	2004-09-21	34,4	Précaire
02300003	BOYN0105	Boyer Nord	BOYER	2005-09-16	42,1	Précaire
02300003	BOYN0106	Boyer Nord	BOYER	2006-09-07	38,9	Précaire
02300003	BOYN0107	Boyer Nord	BOYER	2007-09-25	30,8	Précaire
02300003	BOYN0108	Boyer Nord	BOYER	2008-09-24	40,4	Précaire
02300002	BOYS0103	Boyer Sud	BOYER	2003-09-19	48,1	Mauvaise
02300002	BOYS0104	Boyer Sud	BOYER	2004-09-22	55,8	Précaire
02300002	BOYS0105	Boyer Sud	BOYER	2005-09-16	57,2	Précaire
02300002	BOYS0106	Boyer Sud	BOYER	2006-09-07	39,9	Mauvaise
02300002	BOYS0107	Boyer Sud	BOYER	2007-09-25	42,5	Mauvaise
02300002	BOYS0108	Boyer Sud	BOYER	2008-09-24	51,6	Précaire
02i80002	DEGL0104	Ruisseau de l'Église	DE L'ÉGLISE	2004-09-21	86,8	Bonne
02i80002	DEGL0106	Ruisseau de l'Église	DE L'ÉGLISE	2006-09-06	80,0	Bonne
02330042	ETSA0103	Cours d'eau (sans toponyme)	ETCHEMIN	2003-09-24	98,3	Très bonne
02330042	ETSA0104	Cours d'eau (sans toponyme)	ETCHEMIN	2004-09-17	88,0	Bonne
02330042	ETSA0105	Cours d'eau (sans toponyme)	ETCHEMIN	2005-09-15	97,8	Très bonne
05040177	NIAG0106	Niagarette	STE-ANNE	2006-09-21	66,7	Précaire
05040177	NIAG0107	Niagarette	STE-ANNE	2007-09-20	53,6	Précaire

BQMA : Banque de données sur la qualité du milieu aquatique



**Figure 23** Variation de l'ISB<sub>g</sub> dans les stations désignées *a priori* comme de référence en fonction des provinces naturelles

De façon générale, les critères utilisés *a priori* pour déterminer les stations de référence et les stations dégradées performant bien. Ainsi, dans les petits bassins versants où les pressions d'origine anthropique sont presque exclusivement du domaine agricole, l'utilisation du territoire constitue un élément important à considérer, puisqu'elle a une grande influence sur l'intégrité des macroinvertébrés benthiques. Plusieurs auteurs soulignent cette influence, particulièrement dans des études liées à l'agriculture (Weigel *et al.*, 2000; Townsend *et al.*, 2003). Toutefois, plusieurs autres facteurs peuvent influencer sur le niveau de perturbations des communautés de macroinvertébrés. Certaines études suggèrent que les communautés biologiques sont relativement peu touchées par les activités agricoles jusqu'à un certain seuil d'intensité (> 30 à 50 % de la superficie drainée en agriculture, en ce qui a trait à la culture) (Allan, 2004; Genito *et al.*, 2002; Wang *et al.*, 1997). Puisqu'il y a plusieurs types d'activités agricoles qui produisent des combinaisons différentes de polluants, y compris les nutriments, les sédiments, la demande biochimique d'oxygène (DBO), les coliformes fécaux et les pesticides, les réponses aux effets de ces polluants peuvent être assez différentes d'un cours d'eau à l'autre (Watzin et McIntosh, 1999). Les changements observés dans les concentrations de nutriments, dans l'habitat aquatique et dans le régime des débits sont souvent associés aux changements dans l'utilisation du territoire dans le bassin versant (Johnson *et al.*, 2007).

#### Stations dont l'ISB<sub>g</sub> est dans les classes de qualité « bonne » et « très bonne »

Certaines stations, bien qu'elles ne satisfassent pas à l'ensemble des critères de référence *a priori*, présentent des communautés de macroinvertébrés en bonne et très bonne santé (figure 22). La station de la rivière Calway (CALW0103) a été exclue des stations de référence en raison de la présence d'un lieu d'enfouissement technique situé à 12 km en amont. Ce fait ne semble toutefois pas avoir eu d'influence sur l'intégrité de la communauté biologique en place.

Les stations des rivières Nelson, Belle-Isle et des Sept Îles (NELS0108, BEIL0106, SILE0107) satisfont les critères de référence *a priori* d'utilisation du territoire, mais pas celui des concentrations de phosphore. Ces cours d'eau ont une proportion du territoire en forêt de plus de

68 % et de moins de 20 % en agriculture. Autant l'IQBR que l'IQH ont une valeur de plus de 70 %. Les communautés de macroinvertébrés dans ces cours d'eau peuvent avoir bénéficié d'une augmentation de la productivité en présence d'un enrichissement par le phosphore et ainsi conserver, pour l'instant, une bonne intégrité. Les concentrations de phosphore dépassaient sporadiquement le critère de qualité de 0,03 mg/l pour protéger les cours d'eau contre l'eutrophisation. Selon Barbour *et al.* (1999) et Champiat et Larpent (1988), il est possible qu'en présence d'un faible enrichissement nutritif, la biomasse, la densité et même la richesse taxonomique excèdent les valeurs de référence.

Le ruisseau de l'Église, les rivières du Domaine et Huron (DEGL01, DDOM0105, HURO0105) affichent des valeurs de l'ISB<sub>g</sub> supérieures à 72,7, et ce, même si la proportion du territoire en culture en amont des stations est élevée (38 et 42 %). Les valeurs élevées des indices d'habitat, de bande riveraine (plus de 70 %) et les faibles concentrations de phosphore (annexe 5) permettent probablement de maintenir des communautés de macroinvertébrés en bon état. Toutefois, les valeurs de l'ISB<sub>g</sub> se trouvent majoritairement dans le bas de la classe de qualité « bonne ».

Trois stations désignées *a priori* comme de référence, la rivière aux Pins (PINS0108), le ruisseau de la Chute (DCHU0104) et la rivière Jacquot (JACQ0108), ne sont pas comprises dans les classes d'intégrité « bonne » ou « très bonne ». Les communautés de macroinvertébrés de ces stations sont considérées comme étant perturbées avec des valeurs de l'ISB<sub>g</sub> inférieures à 72,7. Pour la rivière aux Pins, l'habitat riverain et aquatique (IQH) et les bandes riveraines (IQBR) sont en bon état à la station d'échantillonnage (annexe 5). Bien que la forêt occupe près de 90 % du bassin versant, il y a eu une coupe forestière d'environ 7 km<sup>2</sup> immédiatement en amont de la station d'échantillonnage. Ainsi, même si la bande riveraine est de 90 % à cette station, son évaluation n'est faite que sur une longueur de 100 m sur 10 m de largeur sur chacune des rives. L'utilisation locale du territoire près de la station d'échantillonnage peut aussi influencer sur l'intégrité biologique. En effet, plusieurs auteurs soulignent une forte influence des caractéristiques à l'échelle locale sur les communautés de macroinvertébrés, tels les habitats aquatiques, le substrat, la végétation riveraine, la chimie de l'eau, notamment (Sandin, 2009; Johnson *et al.*, 2007; Lammert et Allan, 1999; Richards *et al.*, 1993; Richards *et al.*, 1996). La morphologie du bassin versant et la répartition des différentes utilisations des terres dans celui-ci peuvent avoir autant d'influence sur les écosystèmes fluviaux que le pourcentage d'occupation des terres dans le bassin (Wang *et al.*, 1997). Parmi les différentes variables d'habitat évaluées, une seule pourrait être liée aux travaux forestiers réalisés en amont immédiat de cette station. Ainsi, le lit du cours d'eau de cette station est dominé par un substrat plus fin et plus homogène (gravier à 60 % et sable à 30 %). Lorsqu'on examine les variables qui composent l'indice, seule la variable pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae montre une très faible valeur, les deux variables de richesse taxonomique ne montrant pas de problèmes. L'ISB<sub>g</sub> de 72,5 est proche du biocritère et se trouve dans la zone grise. Pour vérifier l'hypothèse de perturbation physique de l'habitat aquatique, il faudrait échantillonner ce cours d'eau en amont de ces travaux. Il serait alors possible de déterminer si cette composition de la communauté est naturelle ou modifiée par des perturbations du milieu.

La station du ruisseau de la Chute (DCHU0104), classée *a priori* comme de référence, affiche des valeurs de l'IQH (63 %) et de l'IQBR (69 %) plus faibles qu'aux stations comprises dans les classes « bonne » et « très bonne » (annexe 5). Ces deux facteurs combinés à une concentration

médiane de phosphore total de 0,03 mg/l et une dominance de substrat fin (sable et gravier) peuvent expliquer la faible valeur de l'ISB<sub>g</sub> de 67,2. Cette valeur est comprise dans la zone grise.

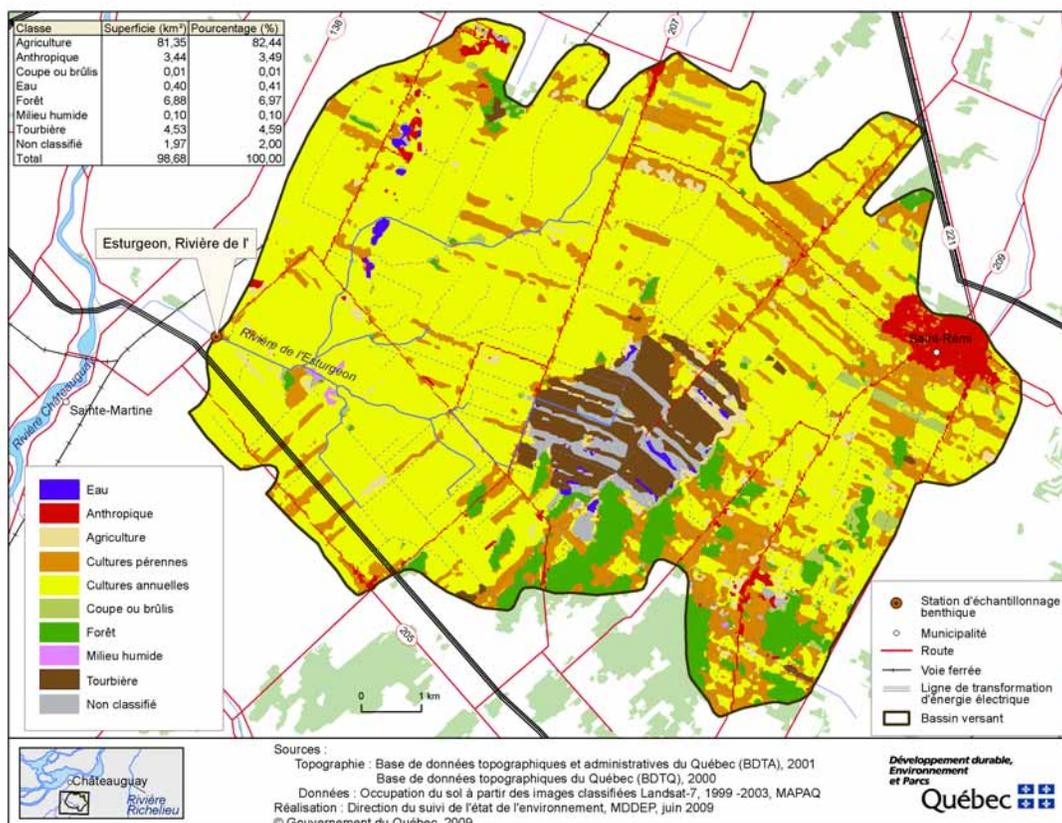
Pour la rivière Jacquot (JACQ0108), à part le lit du cours d'eau à la station qui est dominé à 70 % par un substrat fin (10 % d'argile, 20 % de sable et 30 % de gravier), rien ne permet d'expliquer la valeur de l'ISB<sub>g</sub> de 61,2. Les variables, tels l'habitat aquatique et riverain ainsi que les bandes riveraines, semblent optimales, et l'utilisation du territoire est dominée à près de 90 % par la forêt. Parmi les six variables de l'ISB<sub>g</sub>, ce sont les variables nombre de taxons EPT et pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae qui sont les plus déclassantes (annexe 6). Le faible nombre de taxons EPT (10) et le faible pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae dans la communauté (annexe 7) sont largement expliqués par les éphéméroptères, qui ne comptent que deux genres et ne représentent que moins de 2 % de cette communauté. Cette faible présence des éphéméroptères est difficilement explicable. Il est possible que ce type de cours d'eau présente de façon naturelle une communauté moins diversifiée pour l'ordre des éphéméroptères. De fait, deux taxons appartenant à l'ordre des plécoptères, ordre reconnu très sensible à la pollution, ont été échantillonnés à cette station, et ils représentaient 10 % de la communauté. Cette composition et structure de la communauté pourraient être naturelles. Cette station devrait être échantillonnée à nouveau pour vérifier et confirmer cette valeur de l'ISB<sub>g</sub>.

#### Stations dont l'ISB<sub>g</sub> est dans les classes de qualité « mauvaise » et « très mauvaise »

Les deux plus faibles valeurs de l'ISB<sub>g</sub> sont obtenues aux stations des rivières de l'Esturgeon (ESTU0108) et Saint-Zéphirin (ZEPH0108) (figure 22). À ces stations, plusieurs composantes de l'habitat donnent lieu à de faibles valeurs de l'IQH et de l'IQBR, et on y trouve de fortes concentrations en phosphore total (annexe 5). De plus, l'agriculture occupe une grande proportion du territoire avec respectivement 82 et 54 % dans les bassins versants des rivières de l'Esturgeon et Saint-Zéphirin. De ces proportions du territoire en agriculture, les cultures annuelles (maïs, soya, maraîchères) y occupent 64 et 34 %. Selon Giroux (2007), l'utilisation des pesticides varie en fonction du type de culture. En général, ils sont employés de manière plus intensive dans les cultures comme le maïs, le soya, la pomme de terre et les cultures maraîchères. Leur utilisation est plus restreinte dans les cultures céréalières (blé, orge, avoine) ou les cultures fourragères.

La communauté de macroinvertébrés benthiques à la station de la rivière de l'Esturgeon est très altérée, et aucun taxon éphéméroptère, plécoptère et trichoptère n'a été répertorié (données raréfiées à 200; données non raréfiées : présence d'un seul individu de trichoptère *Hydroptila*). La communauté de macroinvertébrés benthiques à la station de la rivière Saint-Zéphirin est aussi très dégradée. On y constate l'absence de plécoptères et une faible diversité d'éphéméroptères (deux taxons) et de trichoptères (quatre taxons) (annexe 7). Il faut souligner la présence de rejets d'eaux usées non traitées de la municipalité de Saint-Zéphirin-de-Courval dans la rivière Saint-Zéphirin à environ 2 km en amont de la station. À ces deux stations, les diptères Chironomidae représentent près de 80 % de ces communautés (annexe 7), ce qui est caractéristique de sites très dégradés (Barbour *et al.*, 1999; Lenat et Crawford, 1994; Kyriakeas et Watzin, 2006). Kyriakeas et Watzin (2006) ont observé une dominance des Chironomidae particulièrement dans les sites adjacents aux cultures de maïs. La figure 24 illustre bien la forte pression exercée par les activités agricoles, surtout par les cultures annuelles (en jaune), dans le bassin versant de la rivière de l'Esturgeon. Les conséquences de ces fortes pressions d'origine agricole fréquemment rapportées

sont l'érosion des sols, qui augmente la sédimentation et la turbidité, le retrait de la végétation riveraine, ayant pour conséquence d'augmenter la lumière et de diminuer les apports grossiers de matières organiques allochtones (feuilles, débris végétaux, etc.), et, enfin, l'enrichissement en substances nutritives par l'écoulement des fertilisants, l'augmentation de la demande en oxygène et la présence de pesticides dans les eaux de surface. Toutes ces perturbations peuvent causer une diminution de la diversité des macroinvertébrés et une dominance des généralistes plus tolérants (Delong et Brusven, 1998).



**Figure 24 Utilisation du territoire dans le bassin de la rivière de l'Esturgeon**

Parmi les cours d'eau étudiés, seule la rivière Beauport draine un territoire fortement urbanisé. Le milieu urbain occupe près de 36 % du bassin versant en amont des stations (BEPO01 et BEPO02) échantillonnées sur ce cours d'eau. Wang *et al.* (1997) ont constaté qu'au-delà du niveau d'urbanisation de 10 à 20 %, les répercussions sur l'intégrité biotique sont devenues importantes. Ainsi, les stations de la rivière Beauport abritent des communautés dont l'état de santé est considéré comme précaire et même en mauvais état en 2003 à la station BEPO01 (figure 22), et ce, même si l'habitat aquatique et riverain ainsi que les bandes riveraines y sont en bon état. Les communautés benthiques de ces stations ont une faible diversité de taxons EPT, avec un maximum de quatre genres de trichoptères et d'éphéméroptères dont les plus abondants appartiennent respectivement à la famille des Hydropsychidae et des Baetidae. Les plécoptères y sont absents. Saint-Jacques et Richard (1998) mentionnent que la bande riveraine perd une grande partie de ses fonctions à cause de la pollution ponctuelle. En effet, les rejets directs

peuvent court-circuiter le rôle de la bande riveraine (Saint-Jacques et Richard, 1998). Ces stations subissent l'influence d'un territoire fortement imperméabilisé, modifiant les débits minimaux et maximaux ainsi que leurs fréquences, et les sources de contamination sont multiples (apports urbains ponctuels, tels des rejets ou des ouvrages de surverse, des terrains de golf, des carrières, etc.). La forêt occupe moins de 40 % du territoire en amont de ces stations d'échantillonnage et est située majoritairement dans la partie amont du bassin versant.

La station de la rivière Ouelle (OUEL0107) affiche une faible valeur de l'ISB<sub>g</sub> (49,2) même si la qualité de l'eau est bonne et que la forêt occupe 88 % du bassin versant en amont de la station (annexe 5). L'habitat aquatique et riverain ainsi que les bandes riveraines à la station de 100 m ne soulignent pas de dégradations majeures pouvant expliquer cette faible valeur, exception faite d'une largeur de bande végétale inférieure à 6 m sur une rive. Bien que l'agriculture et le milieu urbain n'occupent qu'une faible proportion du territoire (5,1 et 2 %), ces derniers se concentrent dans la portion en aval du bassin versant. Il est possible que l'utilisation du territoire près de la station d'échantillonnage influe sur l'intégrité biologique. Au printemps 2005, près de la municipalité de Saint-Pacôme, la rivière Ouelle est sortie de son lit en raison d'embâcles importants. L'action des glaces et du courant a fait en sorte que plusieurs tronçons de rives ont été érodés ou emportés (Paul, 2005a). De fortes pluies durant l'automne de cette même année ont amplifié les problèmes d'érosion dans ces secteurs (Paul, 2005b). Les travaux de stabilisation des rives et de dragage du lit de la rivière recommandés par la Municipalité de Saint-Pacôme ont donc été faits durant l'année suivante, soit en 2006. Il demeure possible que ces importants travaux en amont de la station OUEL0107, durant l'été 2006, aient eu des conséquences sur la communauté de macroinvertébrés benthiques échantillonnés en 2007. Cette portion du lit de la rivière Ouelle semble très instable. Selon Furois (2009), les problèmes d'érosion et de sédimentation, qui sont localisés principalement entre Saint-Pacôme et l'embouchure, sont causés en partie par l'absence de végétation, la présence de dépôts sableux et le comportement hydrologique extrême de ce cours d'eau non régularisé. Rappelons que la superficie drainée à cette station est la plus grande des stations étudiées entre 2003 et 2008. En effet, le bassin versant en amont couvre une superficie de 815,6 km<sup>2</sup>, alors que la superficie drainée des autres stations varie de 10 à 300 km<sup>2</sup>. La calibration de l'ISB<sub>g</sub> pourrait ne pas être appropriée pour cette superficie drainée. Moisan et Pelletier (2008) soulignent que les cours d'eau marchables peuvent se définir comme ayant une superficie drainée variant de 1 à 700 km<sup>2</sup>. Par contre, lorsqu'on regarde la structure de la communauté benthique à la station OUEL0107, on constate qu'elle est dominée par des taxons résistant aux perturbations, soit les trichoptères Hydropsychidae (17 %), les diptères Chironomidae (40 %) et les oligochètes (20 %) (Mackay, 1992). Ces données appuient la valeur obtenue de l'ISB<sub>g</sub> qui souligne une communauté altérée.

## 4.2 Relations entre l'ISB<sub>g</sub> et les autres données

Afin de mieux documenter les relations existant entre l'indice de santé du benthos et les différentes variables décrivant le milieu physique (grande échelle et échelle locale) et chimique (qualité de l'eau) en territoire agricole, on a retiré quatre stations des analyses de corrélation de Spearman. Ce sont les stations de la rivière Beauport, puisque cette dernière traverse un territoire fortement urbanisé.

#### 4.2.1 Occupation du territoire

Dans une revue de littérature réalisée par Allan (2004) et portant sur l'influence de l'utilisation du territoire sur les systèmes fluviaux, ce dernier souligne que la covariation entre les facteurs naturels et anthropiques est considérable. L'influence de ces facteurs est multifactorielle et couvre plusieurs échelles spatiales. De plus, l'effet de l'héritage du passé de l'utilisation du territoire est difficile à séparer de l'influence actuelle.

Puisque le présent rapport porte majoritairement sur la pollution diffuse dans des bassins versants à vocation agricole, il n'est pas étonnant de constater la forte relation inverse entre le pourcentage de forêt et le pourcentage d'agriculture. Le coefficient de corrélation de Spearman est très élevé ( $r_s = -0,93$ ) entre ces deux occupations du territoire lorsqu'on considère l'ensemble des stations. Toutefois, elle est encore plus forte lorsqu'on retire de l'analyse les quatre stations de la rivière Beauport (pollution urbaine) ( $r_s = -0,96$ ). La relation entre l'occupation du territoire du bassin en amont du point d'échantillonnage et l'indice de santé du benthos est grande. Les coefficients de Spearman obtenus entre l'ISB<sub>g</sub> et l'occupation du territoire par la forêt, l'agriculture et les cultures annuelles et pérennes sont tous supérieurs à 0,60 (négatif ou positif) (tableau 16). Ainsi, plus le territoire est occupé par l'agriculture, plus l'ISB<sub>g</sub> diminue. Quelques stations s'écartent de cette relation : ce sont les quatre stations de la rivière Beauport en milieu urbain, la station de référence de la rivière Jacquot et la station de la rivière Ouelle. Elles se situent dans la partie gauche de la figure 25 et sont encerclées. Dans ces stations, on constate que, malgré une faible proportion du territoire occupée par l'agriculture (< 14 %), les valeurs de l'ISB<sub>g</sub> sont faibles.

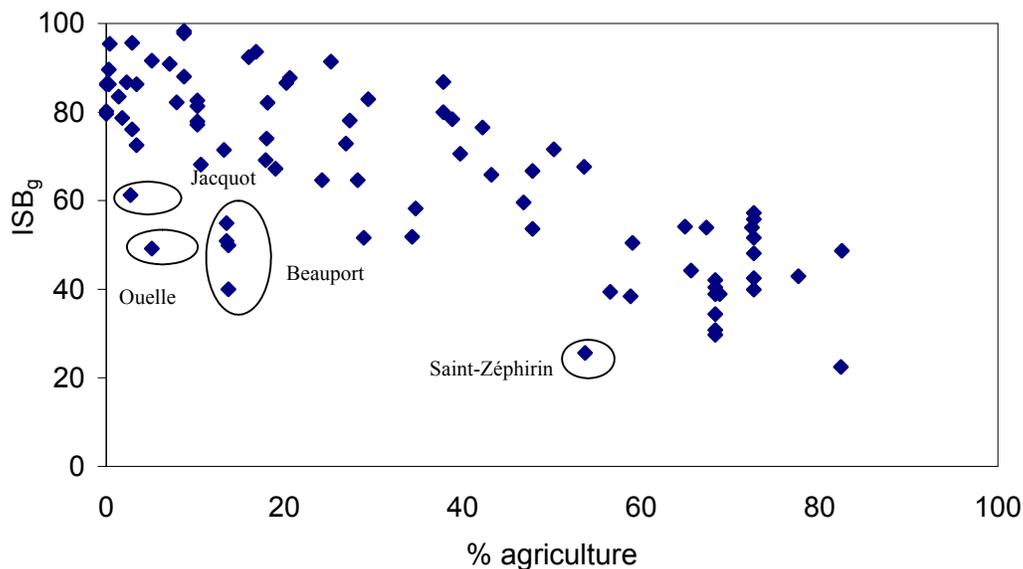
La station de la rivière Saint-Zéphirin montre une très faible intégrité biologique (ISB<sub>g</sub> = 25,6) par rapport à l'utilisation du territoire par l'agriculture (54,7 %) (figure 25). Cependant, on constate qu'à une échelle plus locale, l'habitat aquatique et riverain ainsi que la bande riveraine sont dégradés (IQH = 53, IQBR = 58) et que les concentrations médianes de phosphore et d'azote sont très élevées (phosphore total = 0,160 mg/l, azote total = 1,9 mg/l). De plus, la présence de rejets d'eaux usées non traitées de la municipalité de Saint-Zéphirin-de-Courval à environ 2 km en amont de la station pourrait accentuer la dégradation de la communauté biologique. Wang *et al.* (1997) ont noté des intégrités biotiques relativement bonnes même dans des bassins versants ayant plus de 80 % de leur territoire en agriculture. Toutefois, certaines études mentionnent une diminution de l'intégrité biologique lorsque l'agriculture occupe plus de 40 et 50 % du territoire (Genito *et al.*, 2002). Dans la présente étude, on constate que dépassé 60 % du territoire en agriculture, les communautés de macroinvertébrés sont altérées, et les ISB<sub>g</sub> sont inférieurs à 60 (figure 25). Certains auteurs (Harding *et al.*, 1999; Kyriakeas et Watzin, 2006) suggèrent que l'intensité de l'agriculture peut être un indicateur plus utile que le pourcentage de différentes utilisations du territoire dans le bassin versant. Or, dans la présente étude, il y a une meilleure corrélation (négative) entre l'ISB<sub>g</sub> et la portion du territoire en cultures annuelles (maïs, soya, maraîchères, labours, céréales) qu'avec la portion du territoire en cultures pérennes (tableau 16), ce qui laisse croire à une intensité supérieure de pression sur les communautés benthiques aux stations où la culture annuelle est plus présente. Dans une revue faite par Allan (2004) sur l'influence de l'utilisation du territoire sur les écosystèmes aquatiques, ce dernier souligne que les chercheurs rapportent généralement que les cours d'eau drainant des territoires agricoles soutiennent moins d'espèces sensibles d'insectes et d'espèces de poissons que les cours d'eau drainant des territoires forestiers. Bien que certains chercheurs rapportent que la culture du maïs

et les autres formes de cultures intensives perturbent grandement la condition des rivières, l'influence des pâturages pourrait être moins prononcée.

**Tableau 16** Corrélations ( $r_s$ ) entre l'ISB<sub>g</sub> et l'occupation du territoire de toutes les stations<sup>1</sup>

Occupation du territoire	ISB <sub>g</sub>
	<b>n = 79</b>
% cultures annuelles	-0,78
% cultures pérennes	-0,65
% forêt	0,78
% agriculture	-0,77

<sup>1</sup> Excluant les stations de la rivière Beauport; n = 79, p < 0,0001

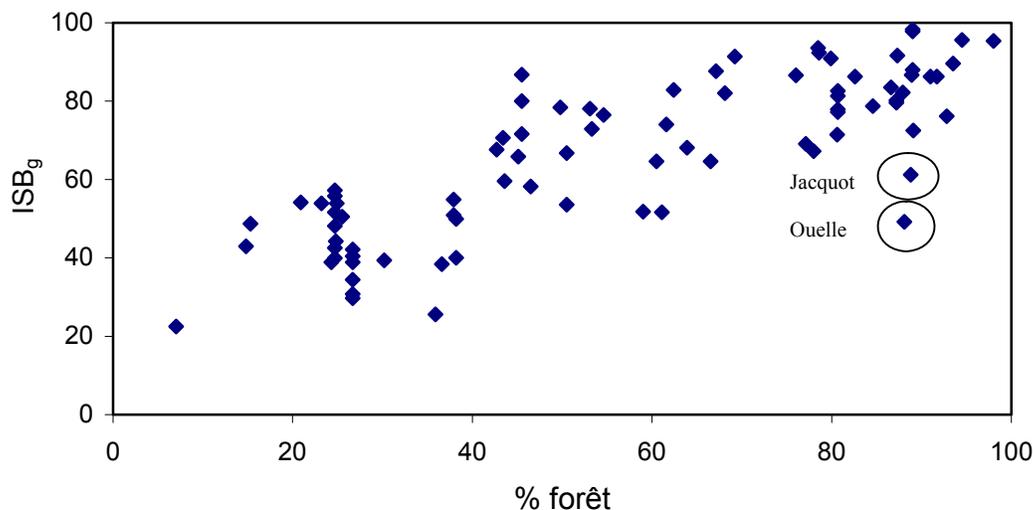


**Figure 25** Relation entre l'ISB<sub>g</sub> et l'occupation du territoire par l'agriculture

À l'inverse, l'intégrité des macroinvertébrés aux stations ayant une forte proportion de territoire en forêt dans leur bassin versant est généralement bonne (figure 26). Encore ici, deux stations s'écartent de cette relation : ce sont les stations des rivières Ouelle (88 % forêt et ISB<sub>g</sub> = 49,2) et Jacquot (89 % forêt et ISB<sub>g</sub> = 61,2). Comme mentionné précédemment, l'habitat aquatique de ces deux stations pourrait être responsable de ces faibles indices, soit par l'instabilité du substrat pour la rivière Ouelle et l'homogénéité naturelle du substrat pour la rivière Jacquot. Dans ce dernier cas, rien d'autre ne nous permet d'expliquer un indice si bas. Il s'agit peut-être d'une communauté moins diversifiée naturellement.

Généralement, un territoire forestier a tendance à réduire l'écoulement de l'eau, diminuant ainsi l'apport en sédiments ainsi qu'en substances nutritives et toxiques. Il aide à maintenir les débits,

la température de l'eau et la morphologie du chenal plus stables et fournit de la matière organique grossière (apport allochtone) ainsi que des débris constituant de la nourriture et des habitats pour la vie aquatique (Wang *et al.*, 1997). Dans la présente étude, on constate que l'utilisation du territoire a une influence sur les paramètres de qualité de l'eau, les variables de l'habitat aquatique et riverain ainsi que de la bande riveraine, comme en témoignent les corrélations présentées aux tableaux 17 et 18. Sponseller *et al.* (2001) ont constaté que la chimie de l'eau est généralement liée aux activités à l'échelle du bassin.



**Figure 26** Relation entre l'ISB<sub>g</sub> et l'occupation du territoire par la forêt

**Tableau 17** Corrélations ( $r_s$ ) entre les paramètres physicochimiques de l'eau et l'occupation du territoire de toutes les stations

Paramètres physicochimiques	% forêt	% agriculture
Azote total	-0,84	0,85
Phosphore total	-0,63	0,62
Conductivité	-0,89	0,87
Turbidité	-0,57	0,57
Matières en suspension	-0,41	0,41

Excluant les stations de la rivière Beauport; n = 79, p < 0,0001

**Tableau 18** Corrélations ( $r_s$ ) entre les variables d'habitat et l'occupation du territoire de toutes les stations

Variables d'habitat	% forêt	% agriculture
IQH	0,62	-0,63
IQBR	0,61	-0,62
Largeur de la bande végétale	0,60	-0,62
Protection végétale des berges	0,62	-0,66

Excluant les stations de la rivière Beauport; n = 79, p < 0,0001

Il est indéniable que l'augmentation de l'occupation du territoire par l'agriculture occasionne des changements dans la qualité de l'eau, particulièrement pour les éléments nutritifs, tels l'azote et le phosphore, ainsi que pour la conductivité (tableau 17). Des constatations similaires ont été faites par Moisan et Pelletier dans MDDEFP (2012). De plus, Zheng *et al.* (2008) mentionnent que plusieurs variables environnementales sont fortement corrélées avec les pratiques d'utilisation des terres dans le bassin versant. Ces derniers ont constaté une corrélation positive entre la conductivité et l'utilisation du territoire par l'agriculture et par le milieu urbain. De plus, une forte relation a été observée entre les concentrations d'éléments nutritifs (phosphore et azote) et le pourcentage d'utilisation du territoire par l'agriculture dans le bassin versant (Zheng *et al.*, 2008; Gangbazo *et al.*, 2005).

On constate également des changements importants en ce qui a trait aux variables de l'habitat en territoire fortement agricole. Les corrélations sont positives entre la proportion du territoire en forêt et les indices de qualité d'habitat (IQH) et de la bande riveraine (IQBR) (tableau 18). Au Québec, les cours d'eau en milieu agricole ont subi d'importantes transformations. Ils ont été redressés, recalibrés et reprofilés en plus d'être déboisés (COGIRMA, 2010). La photo ci-dessous illustre très bien ce paysage.



Photo : Roger Audet

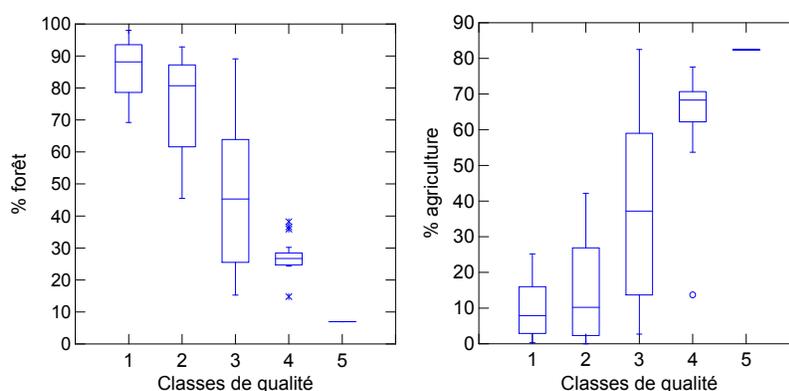
**Paysage couramment rencontré en milieu agricole**

Aux États-Unis, la pollution diffuse contribue de façon majeure à la dégradation des écosystèmes aquatiques, et elle a des effets délétères sur la qualité de l'eau et les habitats aquatiques, particulièrement dans les ruisseaux et les rivières (U.S. EPA, 1994; U.S. EPA, 2009). Ainsi, les activités agricoles peuvent générer une augmentation de la sédimentation et de la turbidité dans le cours d'eau, une perte de la végétation riveraine, un enrichissement en substances nutritives par le ruissellement des fertilisants, une augmentation de la demande en oxygène et la présence de pesticides dans les eaux de surface (Cooper, 1993; Whiles *et al.*, 2000; Stone *et al.*, 2005). Cependant, les différents types d'activités agricoles produisent des combinaisons différentes de polluants (Watzin et McIntosh, 1999).

La figure 27 présente la distribution du pourcentage d'utilisation du territoire (en forêt et en agriculture) selon les classes de qualité de l'ISB<sub>g</sub>. Le pourcentage de forêt discrimine bien ces classes de qualité; il y a moins de chevauchement des boîtes (de 25 à 75 centiles; interquartile) que pour le pourcentage d'agriculture. La classe « mauvaise » englobe particulièrement les stations dont l'agriculture occupe plus de 60 % du territoire, tandis que la classe « précaire » présente la plus grande étendue du pourcentage d'occupation du territoire en agriculture. Ainsi, pour ces stations, d'autres facteurs pourraient être responsables des valeurs obtenues de l'ISB<sub>g</sub>.

ISB<sub>g</sub> – classes de qualité :

- 1 : Très bonne
- 2 : Bonne
- 3 : Précaire
- 4 : Mauvaise
- 5 : Très mauvaise

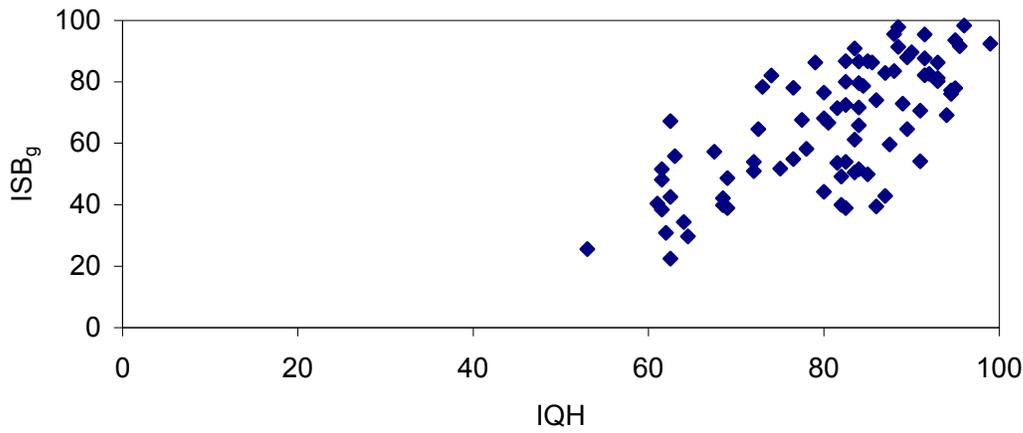


**Figure 27** Boîtes à moustaches du pourcentage d'occupation du territoire selon les classes de qualité de l'ISB<sub>g</sub>

#### 4.2.2 *Indice de qualité d'habitat et indice de qualité de la bande riveraine*

L'indice de qualité d'habitat (IQH) est composé de 10 variables : le substrat benthique/disponibilité des abris, l'ensablement/envasement, le régime vitesse/profondeur, la sédimentation, le degré de marnage, la modification du cours d'eau, la fréquence des seuils, la stabilité des berges, la protection végétale et la largeur de la bande riveraine. L'IQH permet d'évaluer le degré d'hospitalité d'un site, de caractériser l'existence et la gravité de la dégradation de l'habitat et, enfin, d'aider à trouver les sources et les causes de cette dégradation. Ainsi, les différents paramètres mesurés représentent des aspects de l'habitat qui influent sur les communautés biologiques (Moisan et Pelletier, 2008). Certaines rivières, de même que certains tronçons et stations, même s'ils sont exempts de pressions d'origine anthropique, peuvent avoir des habitats aquatiques homogènes et peu diversifiés naturellement. L'IQH est également utilisé

pour vérifier la comparabilité entre les stations. La figure 28 présente la relation qui existe entre l'ISB<sub>g</sub> et l'IQH. Cette relation est identique à celle présentée dans Barbour *et al.* (1999). La condition des communautés de macroinvertébrés diminue en fonction de la diminution de la qualité d'habitat. Le coin inférieur gauche de la figure 28 représente une situation où la piètre qualité d'habitat ne peut plus abriter une communauté biologique en santé. Lorsqu'on constate un faible ISB<sub>g</sub> malgré un IQH élevé (coin inférieur droit de la figure 28), d'autres causes que celles liées à l'habitat peuvent être responsables de cette perte d'intégrité (Barbour *et al.*, 1999). L'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) montre également une bonne relation avec l'ISB<sub>g</sub>. Ces deux indices, l'IQH et l'IQBR, ont des coefficients de corrélations ( $r_s$ ) respectivement de 0,69 et de 0,66 avec l'ISB<sub>g</sub> (tableau 19).



**Figure 28** Relation entre l'ISB<sub>g</sub> et l'IQH

**Tableau 19** Corrélations ( $r_s$ ) entre les variables d'habitat et l'ISB<sub>g</sub>

Variables d'habitat	ISB <sub>g</sub>
IQBR	0,66
IQH	0,69
Protection végétale	0,66
Largeur de la bande riveraine	0,70
Superficie drainée	-0,23 <sup>ns</sup>
Altitude	0,59
Ordre de Strahler	0,14 <sup>ns</sup>
Vitesse du courant	0,25 <sup>ns</sup>

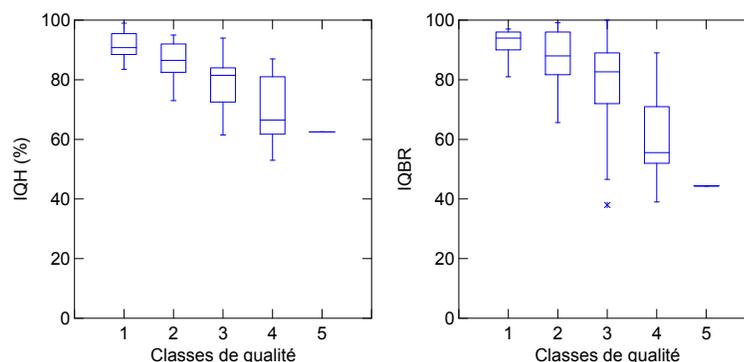
Excluant les stations de la rivière Beauport; n = 79, p < 0,0001, ns : non significatif

Les boîtes à moustaches (figure 29) montrent que l'IQH offre un meilleur patron descendant que l'IQBR pour les médianes avec les classes de qualité. Cette constatation a également été faite par Moisan et Pelletier dans MDDEF (2012) pour les cours d'eau à substrat meuble. Par contre, un grand chevauchement est observé entre les classes « précaire » et « mauvaise » pour l'IQH, ce

qui indique que d'autres variables influent sur l'état de santé des macroinvertébrés benthiques. L'IQBR offre une meilleure séparation de la classe de qualité « mauvaise ». Pour cette dernière, aucun chevauchement des boîtes (de 25 à 75 centiles) n'est constaté avec les autres classes, ce qui démontre l'importance de la végétation riveraine dans le maintien de la santé des macroinvertébrés benthiques. Il y a une bonne corrélation ( $r_s = 0,70$ ) entre la largeur de la bande riveraine et l' $ISB_g$  (tableau 19).

$ISB_g$  – classes de qualité :

- 1 : Très bonne
- 2 : Bonne
- 3 : Précaire
- 4 : Mauvaise
- 5 : Très mauvaise



**Figure 29** Boîtes à moustaches de l'IQH et de l'IQBR selon les classes de qualité de l' $ISB_g$

#### 4.2.3 Qualité de l'eau

Les données de qualité de l'eau se veulent accessoires et peuvent aider à interpréter les résultats obtenus sur l'intégrité des communautés de macroinvertébrés benthiques. L'échantillonnage réalisé seulement à trois reprises entre juillet et septembre ne peut être considéré comme représentatif de l'ensemble de la période estivale, généralement comprise entre mai et octobre. La variabilité de la qualité de l'eau est habituellement élevée dans les cours d'eau traversant des territoires à forte vocation agricole. Toutefois, certaines relations entre la qualité de l'eau, l'utilisation du territoire et l' $ISB_g$  ont pu être établies.

L'indice de santé du benthos ( $ISB_g$ ) est corrélé négativement à plus de 0,6 ( $r_s$ ) à l'azote total, au phosphore total et à la conductivité (tableau 20). Ainsi, la dégradation de la qualité de l'eau liée à l'utilisation du territoire et à l'intensification des pressions agricoles occasionne une perte d'intégrité biotique dans les cours d'eau (tableaux 16 et 17).

**Tableau 20** Corrélations ( $r_s$ ) entre les paramètres physicochimiques de l'eau et l' $ISB_g$

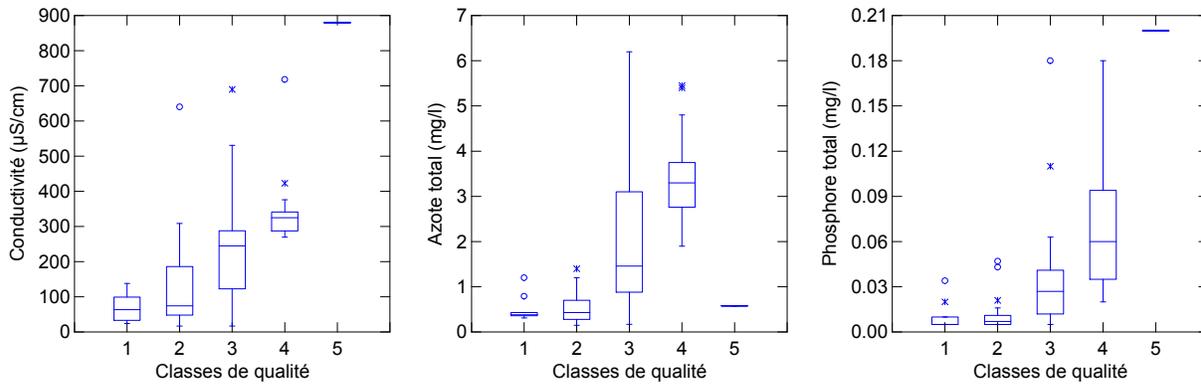
Paramètres physicochimiques	$ISB_g$
Azote total	-0,72
Phosphore total	-0,69
Conductivité	-0,73
Turbidité	-0,59
Matières en suspension	-0,46

n = 78, p < 0,0001

Les boîtes à moustaches (figure 30) montrent un patron ascendant pour les médianes de quelques variables de la qualité de l'eau en fonction des classes de qualité de l'ISB<sub>g</sub>. Ces variables sont la conductivité, le phosphore total et l'azote total. Ainsi, plus la valeur du paramètre est élevée, plus l'ISB<sub>g</sub> diminue. La conductivité offre une assez bonne séparation entre les classes de qualité, surtout pour les classes « mauvaise » à « bonne ». La conductivité pourrait signaler une augmentation des pressions d'origine anthropique, mais il faut souligner qu'elle varie naturellement d'une province naturelle à l'autre. Une grande proportion des stations dont les ISB<sub>g</sub> se trouvent dans les classes de qualité « très bonne » et « bonne » est localisée dans le piedmont laurentien et dans les Appalaches, alors que les stations dont les ISB<sub>g</sub> se trouvent dans les classes de qualité « mauvaise » et « très mauvaise » sont localisées dans les basses-terres du Saint-Laurent. On ne peut passer sous silence que les pressions d'origine anthropique sont également plus importantes, diversifiées et intenses dans les basses-terres. Zheng *et al.* (2008) ont constaté des relations similaires entre le *West Virginia Stream Condition Index (WVSCI)* et l'utilisation du territoire, ainsi que certains paramètres physicochimiques de l'eau, tels la conductivité, le phosphore et l'azote. La condition biologique, évaluée avec le *WVSCI* dont l'échelle varie de 0 à 100 (100 étant la meilleure intégrité), diminue avec l'augmentation du niveau de perturbations humaines. Le *WVSCI* présentait une corrélation avec le pourcentage de territoire agricole de  $r_s = -0,678$  et avec le pourcentage de territoire urbain de  $r_s = -0,586$ . De plus, le *WVSCI* était également corrélé ( $r_s = -0,743$ ) avec la conductivité de l'eau (Zheng *et al.*, 2008). Puisque l'ISB<sub>g</sub> du MDDEFP est inspiré du *WVSCI*, il est d'autant plus intéressant de souligner ces similitudes.

Les boîtes à moustaches de la distribution des concentrations de phosphore total et d'azote total selon les classes de qualité de l'ISB<sub>g</sub> (figure 30) présentent une bonne discrimination entre les classes « bonne »/« très bonne » et les classes « précaire »/« mauvaise ». Pour les classes de qualité « bonne » et « très bonne », la majorité des concentrations de phosphore et d'azote se distribuent en deçà du critère de qualité pour protéger les cours d'eau contre l'eutrophisation de 0,03 mg/l pour le phosphore et de la valeur repère d'enrichissement en azote de 1 mg/l (figure 30).

La figure 31 montre la répartition spatiale des stations dont l'intégrité biotique des communautés de macroinvertébrés benthiques a été évaluée entre 2003 et 2008. Ces campagnes d'échantillonnage se sont majoritairement concentrées dans les régions administratives de Chaudière-Appalaches et de la Capitale-Nationale. Les stations localisées dans le piedmont laurentien et dans les Appalaches sont généralement en bon état biologique. Il en est autrement des stations localisées dans les basses-terres du Saint-Laurent où une grande proportion d'entre elles présente des communautés de macroinvertébrés benthiques sous le seuil du bon état.



ISB<sub>g</sub>– classes de qualité :

- 1 : Très bonne
- 2 : Bonne
- 3 : Précaire
- 4 : Mauvaise
- 5 : Très mauvaise

**Figure 30** Boîtes à moustaches de quelques paramètres de la qualité de l'eau, tels la conductivité, l'azote total et le phosphore total, selon les classes de qualité de l'ISB<sub>g</sub>

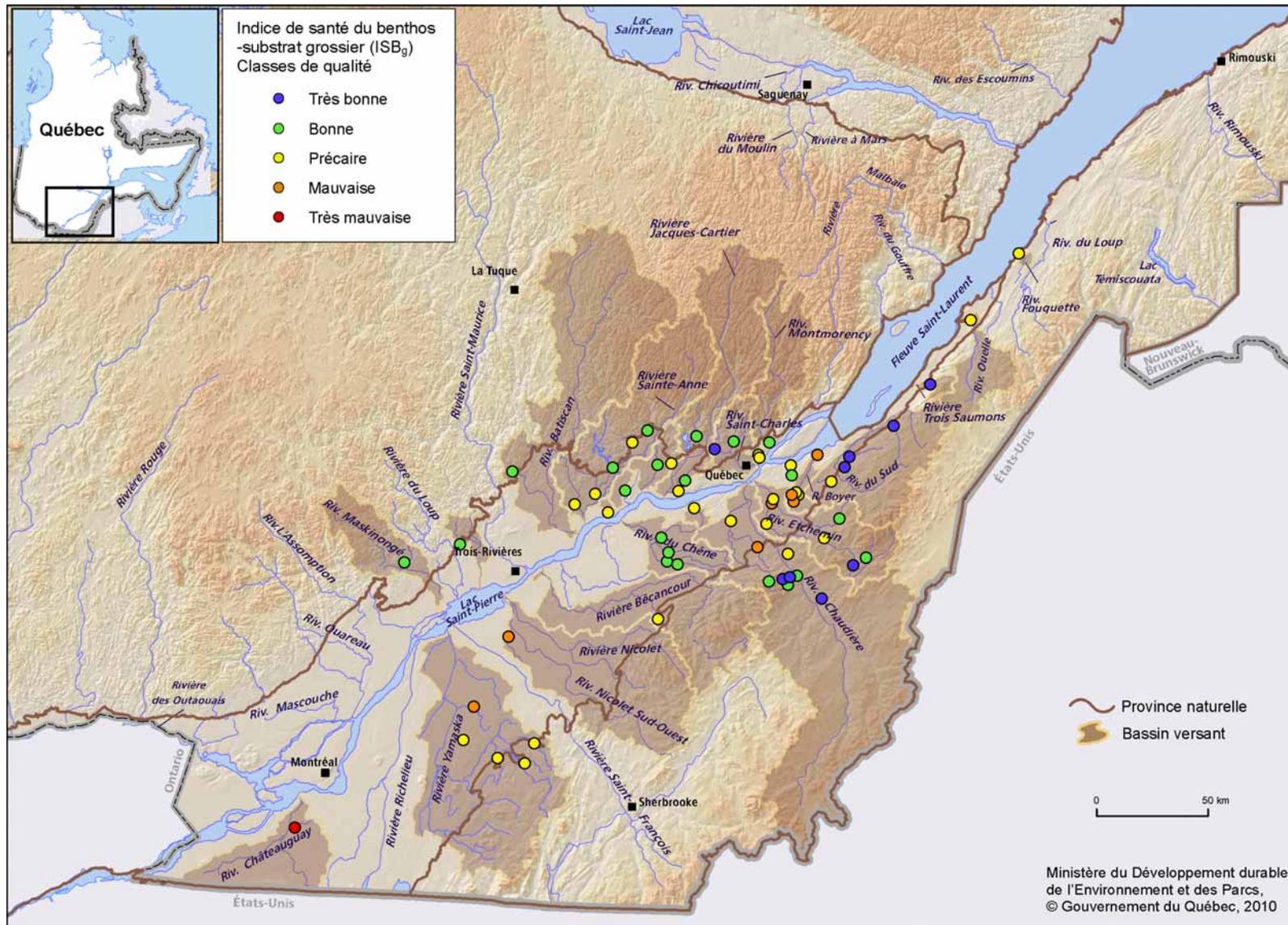


Figure 31 Intégrité biotique des cours d'eau à substrat grossier échantillonnés entre 2003 et 2008

## 5 Conclusion

L'indice de santé du benthos (ISB<sub>g</sub>) pour les cours d'eau peu profonds à substrat grossier est composé de six variables. Ces variables de communautés sont le nombre total de taxons, le nombre de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (EPT), le pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae, le pourcentage de Chironomidae, le pourcentage des deux taxons dominants et l'indice biotique d'Hilsenhoff (HBI). Ces variables ont séparé adéquatement les stations de référence de celles désignées comme dégradées, et elles représentent différents aspects des communautés benthiques en place. Cet indice a une échelle qui varie de 0 à 100, 100 étant la meilleure intégrité. L'ISB<sub>g</sub> comporte cinq classes de qualité permettant de qualifier l'intégrité biotique des cours d'eau peu profonds à substrat grossier des basses-terres du Saint-Laurent, des Appalaches et du piedmont laurentien. Le biocritère de 72,7 sépare les classes comparables à la référence (« très bonne » et « bonne ») de celles qui s'écartent de cette référence (« précaire » à « très mauvaise »). Une zone grise de 10 points se situe sous cette valeur. Cet écart de 10 points est également considéré comme la précision de l'indice, laquelle est particulièrement importante lors de comparaisons interannuelles. Le biocritère de l'ISB<sub>g</sub> vise le maintien de l'intégrité des communautés de macroinvertébrés benthiques. Ce biocritère pourrait représenter la valeur à conserver dans les milieux en santé et une cible atteignable de restauration pour plusieurs cours d'eau. Les efforts de restauration ou de changements de pratiques agricoles devraient avoir des effets bénéfiques sur la qualité de l'eau, les bandes riveraines et les habitats aquatiques, et conséquemment sur les communautés biologiques. Pour les cours d'eau plus éloignés du biocritère, l'augmentation de plus d'une dizaine de points de l'ISB<sub>g</sub> pourrait être visée.

À partir des données de l'ensemble des stations échantillonnées entre 2003 et 2008, les valeurs de référence des six variables de l'indice de santé du benthos ont été établies avec le 95<sup>e</sup> centile pour le nombre total de taxons, le nombre de taxons EPT et le pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae, et avec le 5<sup>e</sup> centile pour le pourcentage de Chironomidae, le pourcentage des deux taxons dominants et l'indice biotique d'Hilsenhoff (HBI). Le choix d'utiliser l'ensemble des stations et non seulement les stations de référence (faible effectif) pour déterminer les valeurs de référence devrait permettre une plus grande stabilité de ces dernières. De plus, ces données ont été prélevées à des stations soumises à un large gradient d'intensité de perturbation, majoritairement en milieu agricole.

La caractérisation des 83 stations (échantillons) avec cet indice biotique montre que les cours d'eau échantillonnés sont en très bonne et bonne santé à 43,4 %, en santé précaire à 36,1 %, en mauvaise santé à 19,3 % et en très mauvaise santé à 1,2 %. Les stations affichant des valeurs de l'ISB<sub>g</sub> sous le seuil du bon état de santé ou biocritère (classe « précaire », « mauvaise » et « très mauvaise ») dans les cours d'eau à substrat grossier mettent en évidence les répercussions des dégradations multiples engendrées par l'occupation du territoire par l'agriculture. Ainsi, la mauvaise qualité physicochimique de l'eau, l'altération et la perte des habitats aquatiques et riverains ainsi que la disparition des massifs forestiers ont des effets négatifs sur l'intégrité des communautés biologiques. La répartition des milieux forestiers dans le bassin versant influe aussi sur la santé de ces communautés. Les résultats de cette étude soulignent l'importance de préserver des territoires forestiers et des corridors riverains, car ces derniers jouent un rôle primordial dans le maintien ou l'amélioration de la santé des communautés biologiques. Plus la superficie en culture occupe une grande portion du territoire dans le bassin versant, occasionnant

par le fait même une diminution du territoire forestier, plus la communauté benthique est susceptible d'être en mauvais état. Dans les bassins versants étudiés, les communautés de macroinvertébrés sont généralement sous le seuil du bon état lorsque la superficie en culture occupe plus de 40 % du bassin versant. Ce rapport montre toute l'importance de la caractérisation de l'occupation du territoire en amont des stations d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques. Idéalement, cette caractérisation devrait être réalisée avec des images prises l'année du prélèvement ou le plus près possible de la récolte des macroinvertébrés benthiques. Les images Landsat 7, Sud du Québec (1999-2003) et les images Landsat 5 (1993-1996) ont été utilisées pour réaliser cette caractérisation. Les images Landsat 5 se localisaient majoritairement sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent. Toutefois, ce choix d'images comporte une limite, soit l'année de prise de la photo. Malheureusement, les images récentes ne sont pas encore disponibles. L'utilisation d'images issues d'autres technologies pourrait être envisagée.

L'indice de santé du benthos pour les cours d'eau à substrat grossier (ISB<sub>g</sub>) est robuste et peut être utilisé pour évaluer la condition biologique dans les cours d'eau peu profonds à substrat grossier du Québec méridional. Cet indice répond bien à la contamination d'origine agricole (pollution diffuse : organique, enrichissement, etc.) et devrait bien répondre à la contamination d'origine urbaine (rejet ponctuel : organique, enrichissement, ruissellement, etc.). Les valeurs de l'ISB<sub>g</sub> des stations dans le bassin versant très urbanisé de la rivière Beauport en témoignent. L'ISB<sub>g</sub> répond également bien à la dégradation de l'habitat aquatique et riverain. L'application de cet indice dans différents types de pollution permettra de vérifier ses limites. L'ISB<sub>g</sub> a été élaboré dans un territoire délimité au nord par le piedmont laurentien et au sud par les Appalaches. L'utilisation de cet indice dans des cours d'eau à substrat grossier à l'extérieur de ce territoire doit être faite avec prudence, particulièrement dans les cours d'eau peu productifs situés dans le Bouclier canadien. Ainsi, lorsque la quantité de stations de référence sera suffisante dans les différentes provinces naturelles, une nouvelle analyse des données sera réalisée dans le but de vérifier s'il est nécessaire d'élaborer des indices distincts pour chacune des provinces.

## 6 Références bibliographiques

ALLAN, J. D., 2004. "Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems", *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 35, p. 257-284.

AQEM CONSORTIUM, 2002. *Manual for the Application of the AQEM System: A Comprehensive Method to Assess European Streams Using Benthic Macroinvertebrates, Developed for the Purpose of the Water Framework Directive*, 88 p. (dont 9 annexes), [En ligne]. [<http://www.aqem.de/mains/products.php>]; AQEM manual (» download, zip/pdf,4 mb), (Consulté le 6 décembre 2007).

BAILEY, R. C., R. H. NORRIS et T. B. REYNOLDS, 2004. *Bioassessment of Freshwater Ecosystems: Using the Reference Condition Approach*, Kluwer Academic Publishers, Boston, 184 p.

BARBOUR, M. T. et C. O. YODER, 2000. "The multimetric approach to bioassessment, as used in the United States of America", dans *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques*, editors J. F. Wright, D. W. Sutcliffe and M. T. Furse, Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK.

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*, 2<sup>e</sup> édition, Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA841-B-99-002, 11 chapitres (dont 4 annexes), [<http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/wp61pdf/rbp.pdf>].

BARBOUR, M. T., J. L. PLAFKIN, B. P. BRADLEY, C. G. GRAVES et R. W. WISSEMAN, 1992. "Evaluation of EPA'S rapid bioassessment benthic metrics: Metric redundancy and variability among reference stream sites", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 11, n° 4, p. 437-449.

BLOCKSOM, K. A., 2003. "A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic Highlands streams", *Environmental Management*, vol. 31, n° 5, p. 670-682.

BODE, R. W., M. A. NOVAK, L. E. ABELE, D. L. HEITZMAN et A. J. SMITH, 2002. *Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State*, Albany (New York), Stream Biomonitoring Unit Bureau of Water Assessment and Management Division of Water, NYS Department of Environmental Conservation, 41 p. (dont 13 annexes).

BODE, R. W., M. A. NOVAK et L. E. ABELE, 1996. *Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State*, Albany (New York), NYS Department of Environmental Conservation, 89 p.

BOWMAN, M. F., et K. M. SOMERS, 2006. "Evaluating a novel Test Site Analysis (TSA) bioassessment approach", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 25, n° 3, p. 712-727.

BURTON, J. et J. GERRITSEN, 2003. *A Stream Condition Index for Virginia Non-Costal Streams*, Tetra Tech, Inc, Prepared for U.S. EPA Office of Science and Technology, Office of Water, U.S. EPA Region 3 Environmental Services Division and Virginia Department of Environmental Quality, 163 p.

CATON, L. W., 1991. "Improving subsampling methods for the EPA "Rapid Bioassessment" benthic protocols", *Bulletin of the North America Benthological Society*, vol. 8, n° 3, p. 317-319.

CHAMBERS, P. A., R. B. BRUA, D. J. MCGOLDRICK, B. L. UPSDELL, C. VIS, J. M. CULP et G.A. BENOY, 2008. *Nitrogen and Phosphorus Standards to Protect Ecological Condition of Canadian Streams in Agricultural Watersheds*, National Agri-Environmental Standards Initiative Technical Series Report No. 4-56, 101 p.

CHAMPIAT, D. et J.-P. LARPENT, 1988. *Biologie des eaux : méthodes & techniques*, Masson, Paris, 374 p.

COMITÉ SUR LA GESTION INTÉGRÉE DES RESSOURCES EN MILIEU AGRICOLE (COGIRMA), 2010. *La biodiversité en milieu agricole au Québec : état des connaissances et approches de conservation*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, 152 p.

COMMISSION EUROPÉENNE, 2000. *Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*, Journal officiel, n° L 327 du 22/12/2000.

COOPER, C. M., 1993. "Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems: A review", *Journal of Environmental Quality*, vol. 22, n° 3, p. 402-408.

DELONG, M. D. et M. A. BRUSVEN, 1998. "Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream", *Environmental Management*, vol. 22, n° 3, p. 445-457.

DODDS, W. K, J. R. JONES et E. B. WELCH, 1998. "Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus", Division of Biology, Kansas State University, *Wat. Res.*, vol. 32, n° 5, p. 1455-1462.

ENVIRONNEMENT CANADA (EC), 2011. Au sujet de CABIN, dans le site Environnement Canada, [En ligne]. [<http://www.ec.gc.ca/rcba-cabin/default.asp?lang=Fr&n=72AD8D96-1>] (Consulté le 17 février 2011).

FELDMAN, D., M. BOSTROM et B. BUKANTIS, 2006. *Sample Collection, Sorting, and Taxonomic Identification of Benthic Macroinvertebrates*, Water Quality Standards Section, Montana Department of Environmental Quality, Helena, MT WQPBWQM-009, Rev#: 02 p. 1-32.

FLOTEMERSCH, J. E., J. B. STRIBLING et M. J. PAUL, 2006. *Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers*, EPA 600-R-06-127, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, pagination multiple.

FORE, L. S., 2003. *Developing Biological Indicators: Lessons Learned from Mid-Atlantic Streams*, Report prepared for EPA under Contract No. 50-CMAA-900065, EPA 903/R-003/003, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Environmental Information and Mid-Atlantic Integrated Assessment Program, Region 3, Ft. Meade, MD.

FUROIS, V., 2009. *Portrait du bassin versant de la rivière Ouelle*, Comité de bassin de la rivière Fouquette, 104 p.

GANGBAZO, G., J. ROY et A. LE PAGE, 2005. *Capacité de support des activités agricoles par les rivières : le cas du phosphore total*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques en milieu terrestre, envirodoq n° ENV/2005/0096.

GANGBAZO, G. et A. LE PAGE, 2005. *Détermination d'objectifs relatifs à la réduction des charges d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans les bassins versants prioritaires*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques en milieu terrestre, envirodoq n° ENV/2005/0215, [En ligne]. [<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/reduction.pdf>] (Consulté le 12 juin 2006).

GENITO, D., W. J. GBUREK et A. N. SHARPLEY, 2002. "Response of stream macroinvertebrates to agricultural land cover in a small watershed", *Journal of Freshwater Ecology*, vol. 17, p. 109-119.

GERRITSEN, J., J. BURTON et M. T. BARBOUR, 2000. *A Stream Condition Index for West Virginia Wadeable Streams*, Tetra Tech, Inc., Owings Mills, Maryland. Prepared for West Virginia Department of Environmental Protection, Charleston, NC, pagination multiple.

GIBSON, G. R., BARBOUR, M. T., STRIBLING, J. B., GERRITSEN, J. et J. R. KARR, 1996. *Biological criteria: Technical guidance for streams and small rivers*, Revised edition, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., EPA 822-B-96-001.

GIROUX, I., 2007. *Les pesticides dans quelques tributaires de la rive nord du Saint-Laurent : rivières L'Assomption, Bayonne, Maskinongé et du Loup*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN : 978-2-550-51312-4, 28 p. (dont 2 annexes).

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2009. *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection : L.R.Q., chapitre C-6.2, à jour au 1<sup>er</sup> janvier 2012*, Éditeur officiel du Québec.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2006. *Loi sur le développement durable : L.R.Q., chapitre D-8.1.1, à jour au 1<sup>er</sup> janvier 2012*, Éditeur officiel du Québec.

GRÉGOIRE, Y. et G. TRENCIA, 2007. *Influence de l'ombrage produit par la végétation riveraine sur la température de l'eau : un paramètre d'importance pour le maintien d'un habitat de qualité pour le poisson*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, secteur Faune, Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la région Chaudière-Appalaches, 24 p. (dont 4 annexes).

GRENIER, M., S. CAMPEAU, I. LAVOIE, Y. S. PARK et S. LEK, 2006. "Diatom reference communities in Québec (Canada) streams based on Kohonen self-organizing maps and multivariate analyses", *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 63, n° 9, p. 2087-2106.

HARDING, J. S., R. G. YOUNG, J. W. HAYES, K. A. SHEARER et J. D. STARK, 1999. "Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum", *Freshwater Biology*, vol. 42, n° 2, p. 345-357.

HÉBERT, S., 1997. *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN/970102, 20 p. (dont 4 annexes).

HERING, D., O. MOOG, L. SANDIN et P. F. M. VERDONSCHOT, 2004. "Overview and application of the AQEM assessment system", *Hydrobiologia*, vol. 516, p. 1-20.

HILSENHOFF, W. L., 1988. "Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 7, n° 1, p. 65-68.

HILSENHOFF, W. L., 1987. "An improved biotic index of organic stream pollution", *The Great Lakes Entomologist*, vol. 20, n° 1, p. 31-39.

JOHNSON, R. K., M. T. FURSE, D. HERING et L. SANDIN, 2007. "Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programmes", *Freshwater Biology*, vol. 52, n° 5, p. 939-958.

KARR, J. R., 1998. "Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management", dans R. J. Naiman et R. E. Bilby éd., *River Ecology & Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*, Springer-Verlag, New York, p. 502-528.

KARR, J. R. et D. R. DUDLEY, 1981. "Ecological Perspective on Water Quality Goals", *Environmental Management*, vol. 5, n° 1, p. 55-68.

KYRIAKEAS, S. A. et M. C. WATZIN, 2006. "Effects of adjacent agricultural activities and watershed characteristics on stream macroinvertebrate communities", *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 42, n° 2, p. 425-441.

LACOURSIÈRE, S., I. LAVOIE, M. A. RODRIGUEZ et S. CAMPEAU, 2011. "Modeling the response time of diatom assemblages to simulated water quality improvement and degradation in running waters", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 68, n° 3, p. 487-497.

LAMMERT, M. et J. D. ALLAN, 1999. "Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates", *Environmental Management*, vol. 23, n° 2, p. 257-270.

LENAT, D. R. et J. K. CRAWFORD, 1994. "Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams", *Hydrobiologia*, vol. 294, n° 3, p. 185-199.

LI, T. et J. P. DUCRUC, 1999. *Les provinces naturelles : niveau I du cadre écologique de référence du Québec*, ministère de l'Environnement, Bibliothèque nationale du Québec, ISBN : 2-551-19303-6, envirodoq n° EN 990561, 90 p.

MACKAY, R. J., 1992. "Colonization by lotic macroinvertebrates: A review of processes and patterns", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 49, n° 3, p. 617-628.

MAJOR, E. B., A. PRUSSIAN et D. RINELLA, 2000. *1999 Alaska Biological Monitoring and Water Quality Assessment Program Report*, Environment and Natural Resources Institute, University of Alaska, Anchorage (Alaska), Prepared for Alaska Department of Environmental Conservation, 37 p.

MAXTED, J. R., B. F. EVANS et M. R. SCARSBROOK, 2003. "Development of standard protocols for macroinvertebrate assessment of soft-bottomed streams in New Zealand", *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, vol. 37, n° 4, p. 793-807.

MAXTED, J. R., M. T. BARBOUR, J. GERRITSEN, V. PORETTI, N. PIMROSE, A. SYLVIA, D. PENROSE et R. RENFROW, 2000. "Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, n° 1, p. 128-144.

MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS et M. B. BERG, 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 4<sup>e</sup> édition, Dubuque (Iowa), Kendall/Hunt Publishing Company, 1158 p.

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

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2012. *Portrait de la qualité des eaux de surface au Québec 1999-2008*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN : 978-2-550-63649-6 (PDF), 97 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2009. *Critères de qualité de l'eau de surface*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN : 978-2-550-57559-7 (PDF), 506 p. (dont 16 annexes).

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENV), 2002. *L'eau, la vie et l'avenir : Politique nationale de l'eau*, Bibliothèque nationale du Québec, Gouvernement du Québec, ISBN : 2-550-40074-7, 94 p.

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

MOISAN, J. et L. PELLETIER, 2008. *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2008*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-53591-1 (version imprimée), 86 p. (dont 6 annexes).

PAINCHAUD, J., 1997. *La qualité de l'eau des rivières du Québec : état et tendances*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, 67 p.

PAUL, M., 2005a. *Projet de stabilisation des berges et de dragage du lit de la rivière Ouelle sur le territoire de la municipalité de Saint-Pacôme par la municipalité de Saint-Pacôme*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des évaluations environnementales, 11 p.

PAUL, M., 2005b. *Projet de stabilisation des rives de la rivière Ouelle et du fleuve Saint-Laurent sur le territoire de la municipalité de Rivière-Ouelle par la municipalité de Rivière-Ouelle*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des évaluations environnementales, 12 p.

REYNOLDSON, T. B., R. H. NORRIS, V. H. RESH, K. E. DAY et D. M. ROSENBERG, 1997. "The reference condition: A comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 16, n° 4, p. 833-852.

RICHARDS, C., L. B. JOHNSON et G. E. HOST, 1996. "Landscape-scale influences on stream habitats and biota", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 53, p. 295–311.

RICHARDS, C., G. E. HOST et J. W. ARTHUR, 1993. "Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment", *Freshwater Biology*, vol. 29, n° 2, p. 285-294.

ROTH, N. E., M. T. SOUTHERLAND, J. C. CHAILLOU, J. H. VØLSTAD, S. B. WEISBERG, H. T. WILSON, D. G. HEIMBUCH et J. C. SEIBEL, 1997. *Maryland Biological Stream Survey: Ecological status of non-tidal streams in six basins sampled in 1995*, Maryland Department of Natural Resources, Chesapeake Bay and Watershed Programs, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis, Maryland, CBWP-MANTA-EA-97-2.

SAINT-JACQUES N. et Y. RICHARD, 1998. « Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique », 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, p. 6.1-6.41.

SANDIN, L., 2009. "The effects of catchment land-use, near-stream vegetation, and river hydromorphology on benthic macroinvertebrate communities in a south-Swedish catchment", *Fundamental and Applied Limnology*, vol. 174, n° 1, p. 75-87.

SMITH, D. G., 2001. *Pennak's Freshwater Invertebrates of the United States: Porifera to Crustacean*, 4<sup>e</sup> édition, New York, John Wiley & Sons, Inc., 648 p.

SPONSELLER, R. A., E. F. BENFIELD et H. M. VALETT, 2001. "Relationship between land use, spatial scale and stream macroinvertebrates communities", *Freshwater Biology*, vol. 46, p. 1409-1424.

STARK, J. D. et J. R. MAXTED, 2007. *A user guide for the Macroinvertebrates Community Index*, Redacted for the Ministry for the Environment, Cawthron, Report no. 1166, 58 p.

STARK, J. D., I. K. G. BOOTHROYD, J. S. HARDING, J. R. MAXTED et M. R. SCARSBROK, 2001. *Protocols for Sampling Macroinvertebrates in Wadeable Streams*, New Zealand macroinvertebrate working group, Report no. 1, Redacted for the Ministry for the Environment, Sustainable management fund project no. 5103, 57 p.

STODDARD, J. L., A. T. HERLIHY, D. V. PECK, R. M. HUGHES, T. R. WHITTIER et E. TARQUINIO, 2008. "A Process for Creating Multi-Metric Indices for Large-Scale Aquatic Surveys", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 27, n° 4, p. 878-891.

STODDARD, J. L., D. P. LARSEN, C. P. HAWKINS, R. K. JOHNSON et R. H. NORRIS, 2006. "Setting expectations for the ecological condition of running waters: the concept of reference condition", *Ecological Applications*, vol. 16, n° 4, p. 1267-1276.

STONE, M. L., M. R. WHILES, J. A. WEBBER, K. W. J. WILLIARD et J. D. REEVE, 2005. "Macroinvertebrate communities in agriculturally impacted southern Illinois streams: Patterns with riparian vegetation, water quality, and in-stream habitat quality", *Journal of Environmental Quality*, vol. 34, p. 907-917.

STRAHLER, A. N., 1957. "Quantitative analysis of watershed geomorphology", *Transactions, American Geophysical Union*, vol. 38, n° 6, p. 913-920.

STRIBLING, J. B., B. K. JESSUP, J. S. WHITE, D. BOWARD et M. HURD, 1998. *Development of a Benthic Index of Biotic Integrity for Maryland Streams*, préparé par Tetra Tech, Inc., Owings Mills, MD and Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-Tidal Assessment Division, CBWP-MANTA-EA-98-3, 38 p. (dont 3 annexes).

SYSTAT, 2004. SYSTAT for Windows, Version 11, SYSTAT Software Inc., Richmond, California.

TOWNSEND, C. R., S. DOLÉDEC, R. NORRIS, K. PEACOCK et C. ARBUCKLE, 2003. "The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: Description and prediction", *Freshwater Biology*, vol. 48, n° 5, p. 768-785.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2011. *Summary of the Clean Water Act*, dans le site de la United States Environmental Protection Agency, [En ligne]. [<http://www.epa.gov/lawsregs/laws/cwa.html>] (Consulté le 17 février 2011).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2009. *National Water Quality Inventory: Report to Congress 2004 Reporting Cycle*, EPA-841-R08-001, Washington, DC.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1996. *Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers, Revised Edition*, Washington D.C., United States Environmental Protection Agency, EPA/822/B-96/001, [En ligne],[<http://www.epa.gov/bioindicators/pdf/EPA-822-B-96-001BiologicalCriteria-TechnicalGuidanceforStreamsandSmallRivers-revisededition1996.pdf>] (Consulté le 5 septembre 2012).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1994. *The quality of our nation's water: 1992*, EPA/841/S-94-002, Washington, DC.

VINSON, M. R. et C. P. HAWKINS, 1996. "Effects of sampling area and subsampling procedure on comparisons of taxa richness among streams", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 15, n° 3, p. 392-399.

VOSHELL Jr., J. R., 2002. *A Guide to Common Freshwater Invertebrates of North America*, Blacksburg, Virginia, The McDonald & Woodward Publishing Company, 442 p.

WAITE, I. R., A. T. HERLIHY, D. P. LARSEN et D. J. KLEMM, 2000. "Comparing strengths of geographic and nongeographic classifications of stream benthic macroinvertebrates in the Mid-Atlantic Highlands, USA", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, n° 3, p. 429-441.

WALSH, C. J., 1997. "A multivariate method for determining optimal subsample size in the analysis of macroinvertebrate samples", (abstract), *Marine and Freshwater Research*, vol. 48, n° 3, p. 241-248.

WANG, L., J. LYONS, P. KANEHL et R. GATTI, 1997. "Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams", *Fisheries*, vol. 22, n° 6, p. 6-12.

WATZIN, M. C. et A. W. MCINTOSH, 1999. "Aquatic ecosystems in agricultural landscapes: A review of ecological indicators and achievable ecological outcomes", *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 54, n° 4, p. 636-644.

WEIGEL, B. M., J. LYONS, L. K. PAINE, S. I. DODSON et D. J. UNDERSANDER, 2000. "Using stream macroinvertebrates to compare riparian land use practices on cattle farms in Southwestern Wisconsin", *Journal of Freshwater Ecology*, vol. 15, n° 1, p. 93-106.

WHILES, M. R., B. L. BROCK, A. C. FRANZEN et S. C. DINSMORE, 2000. "Stream invertebrate communities, water quality, and land-use patterns in an agricultural drainage basin of Northeastern Nebraska, USA", *Environmental Management*, vol. 26, n° 5, p. 563-576.

WIBERG-LARSEN, P., K. P. BRODERSEN, S. BIRKHOLM, P. N. GRØN et J. SKRIVER, 2000. "Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams", *Freshwater Biology*, vol. 43, n° 4, p. 633-647.

ZHENG, L., J. GERRITSEN, J. BECKMAN, J. LUDWIG et S. WILKES, 2008. "Land use, geology, enrichment, and stream biota in the Eastern Ridge and Valley Ecoregion: Implications for nutrient criteria development", *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 44, n° 6, p. 1521-1536.

## Annexe 1 Positionnement des stations échantillonnées entre 2003 et 2008

STATIONS BQMA	COURS DEAU	ANNÉE ÉCHANTILLONNAGE	TYPE SUIVI	NAD83 LATITUDE	NAD83 LONGITUDE	BASSIN VERSANT
02270002	Ouelle, rivière	2007	Monohabitat	47,433426	-69,970858	OUELLE
02290002	Trois Saumons, rivière	2005	Monohabitat	47,169667	-70,202972	TROIS-SAUMONS
02300002	Boyer Sud, rivière	2003 à 2008	Monohabitat	46,71796	-70,97779	BOYER
02300003	Boyer Nord, rivière	2003 à 2008	Monohabitat	46,70630	-71,00204	BOYER
02300012	Boyer, rivière	2007	Monohabitat	46,872908	-70,860181	BOYER
02300049	Boyer Sud, rivière	2003 à 2008	Monohabitat	46,708264	-70,962000	BOYER
02300050	Boyer Nord, rivière	2003 à 2008	Monohabitat	46,681129	-70,989680	BOYER
02310038	Sainte-Marguerite, Petite rivière	2004	Monohabitat	46,825062	-70,696190	DU SUD
02310039	Chute, ruisseau de la	2004	Monohabitat	46,765889	-70,772389	DU SUD
02310040	Morigeau, rivière	2005	Monohabitat	46,868287	-70,671224	DU SUD
02310041	Perdrix, rivière des	2005	Monohabitat	46,998760	-70,415240	DU SUD
02330034	Bras, Le	2003	Monohabitat	46,685874	-71,111323	ETCHEMIN
02330036	Bras, Le	2003	Monohabitat	46,586147	-71,144660	ETCHEMIN
02330040	Abénaquis, rivière des	2003 à 2006	Monohabitat	46,617116	-70,718847	ETCHEMIN
02330041	Fleurs, rivière des	2003	Monohabitat	46,463587	-70,555933	ETCHEMIN
02330042	Cours d'eau (sans toponyme)	2003 à 2005	Monohabitat	46,429859	-70,630453	ETCHEMIN
02330043	Fourchette, ruisseau	2003	Monohabitat	46,687449	-71,110007	ETCHEMIN
02330047	Desbarats, rivière	2005	Monohabitat	46,535906	-70,805106	ETCHEMIN
02340109	Lessard, rivière	2003	Monohabitat	46,343431	-71,007195	CHAUDIÈRE
02340110	Guay, ruisseau	2003	Monohabitat	46,365555	-71,036582	CHAUDIÈRE
02340111	Cugnet, rivière	2003	Monohabitat	46,592104	-71,354788	CHAUDIÈRE
02340112	Calway, rivière	2003	Monohabitat	46,292884	-70,805212	CHAUDIÈRE
02340113	Henri, Bras d'	2003	Monohabitat	46,490636	-71,191876	CHAUDIÈRE
02340114	Beaurivage, rivière	2003	Monohabitat	46,354685	-71,116727	CHAUDIÈRE
02340115	Lessard, rivière	2004	Monohabitat	46,378729	-70,957904	CHAUDIÈRE
02340116	Nadeau, rivière	2004	Monohabitat	46,382081	-70,958752	CHAUDIÈRE
02340117	Domaine, rivière du	2005	Monohabitat	46,467958	-71,011688	CHAUDIÈRE
02340118	Chassé, rivière	2005	Monohabitat	46,468138	-71,011110	CHAUDIÈRE
02350001	Beaudet, ruisseau	2005	Monohabitat	46,638656	-71,573125	BEAUDET
02360011	Chêne, rivière du	2005	Monohabitat	46,418529	-71,718216	DU CHÊNE
02360012	Huron, rivière	2005	Monohabitat	46,512901	-71,757840	DU CHÊNE
02360013	Henri, rivière	2005	Monohabitat	46,455277	-71,711957	DU CHÊNE
02360015	Chevreuils, rivière aux	2006	Monohabitat	46,409180	-71,654880	DU CHÊNE
02400057	Bourbon, rivière	2008	Monohabitat	46,183750	-71,753310	BÉCANCOUR
03010096	Saint-Zéphirin, rivière	2008	Monohabitat	46,081780	-72,616870	NICOLET
03030320	Chibouet, rivière	2006	Monohabitat	45,791800	-72,793660	YAMASKA
03030339	Jaune, rivière	2008	Monohabitat	45,574540	-72,481870	YAMASKA
03030340	Runnels, ruisseau	2008	Monohabitat	45,590730	-72,638830	YAMASKA
03030341	Renne, rivière le	2008	Monohabitat	45,657550	-72,433040	YAMASKA
03030342	Delorme, rivière	2008	Monohabitat	45,654590	-72,841770	YAMASKA
03090118	Esturgeon, rivière de l'	2008	Monohabitat	45,256870	-73,772560	CHÂTEAUGUAY
05030215	Mékinac, rivière	2008	Monohabitat	46,748980	-72,648410	BATISCAN
05040176	Belle-Isle, rivière	2006	Monohabitat	46,696510	-71,981060	BELLE-ISLE
05040177	Niagarette, rivière	2007	Monohabitat	46,676360	-72,155320	SAINTE-ANNE
05040188	Charest, rivière	2007	Monohabitat	46,631026	-72,274676	SAINTE-ANNE
05040190	Mauvaise, rivière	2007	Monohabitat	46,942310	-71,866290	SAINTE-ANNE
05040191	Noire, rivière	2007	Monohabitat	46,785653	-72,060276	SAINTE-ANNE
05040197	Jacquot, rivière	2008	Monohabitat	46,892200	-71,953030	SAINTE-ANNE
05070010	Sept Îles, rivière des	2007	Monohabitat	46,805883	-71,799513	PORTNEUF
05070011	Blanche, rivière	2007	Monohabitat	46,814290	-71,718380	PORTNEUF
05080098	Pommes, rivière aux	2006	Monohabitat	46,704665	-71,668053	JACQUES-CARTIER
05080100	Noire, rivière	2007	Monohabitat	46,748598	-71,631270	JACQUES-CARTIER
05080102	Pins, rivière aux	2008	Monohabitat	46,929380	-71,576640	JACQUES-CARTIER
05090071	Valet, ruisseau du	2008	Monohabitat	46,912970	-71,356880	SAINT-CHARLES
05090072	Nelson, rivière	2008	Monohabitat	46,880220	-71,465290	SAINT-CHARLES
05100032	Ferrée, rivière	2008	Monohabitat	46,915770	-71,144100	MONTMORENCY
05260034	Blanche, rivière	2008	Monohabitat	46,355800	-73,249010	MASKINONGÉ
05300013	Yamachiche, rivière	2008	Monohabitat	46,441540	-72,930210	YAMACHICHE
05380001	Moulin, rivière du	2007	Monohabitat	46,604449	-72,075684	DU MOULIN
05400001	Beauport, rivière	2003-2004	Monohabitat	46,861081	-71,200241	BEAUPORT
05400002	Beauport, rivière	2003-2004	Monohabitat	46,858661	-71,198790	BEAUPORT
02E90001	Fouquette, rivière	2007	Monohabitat	47,707133	-69,690993	FOUQUETTE
02i80001	Église, ruisseau de l'	2007	Monohabitat	46,831403	-71,012654	DE L'ÉGLISE
02i80002	Église, ruisseau de l'	2004-2006	Monohabitat	46,826195	-71,015831	DE L'ÉGLISE

## Annexe 2 Qualité de l'eau – paramètres et limites de détection

PARAMÈTRE	ABRÉVIATION	ENDROIT D'ANALYSE	LIMITE DE DÉTECTION	UNITÉ DE MESURE
ALCALINITÉ TOTALE <sup>2</sup>	ALC	LABO <sup>3</sup>	0,3	mg/l
CARBONE ORGANIQUE DISSOUS <sup>1</sup>	COD	LABO	0,2	mg/l
CONDUCTIVITÉ	CON	TERRAIN	0,2	µS/cm
AZOTE TOTAL	NTOT	LABO	0,02	mg/l
OXYGÈNE DISSOUS	O <sub>2</sub>	TERRAIN	0	mg/l
PH	PH	TERRAIN	1	pH
PH	PH	LABO	2	pH
PHOSPHORE TOTAL <sup>2</sup>	PTOT	LABO	0,01	mg/l
MATIÈRES EN SUSPENSION	MES	LABO	3	mg/l
TEMPÉRATURE	TEMP	TERRAIN	0	°C
TURBIDITÉ	TURB	LABO	0,1	UTN

1 Quelques échantillons filtrés

2 Différentes méthodes utilisées, limite de détection la plus élevée inscrite.

Les analyses de phosphore aux stations moins dégradées ont été effectuées en suivant des méthodes dont la limite de détection est inférieure. Ces méthodes sont le phosphore total trace ou le phosphore total persulfate.

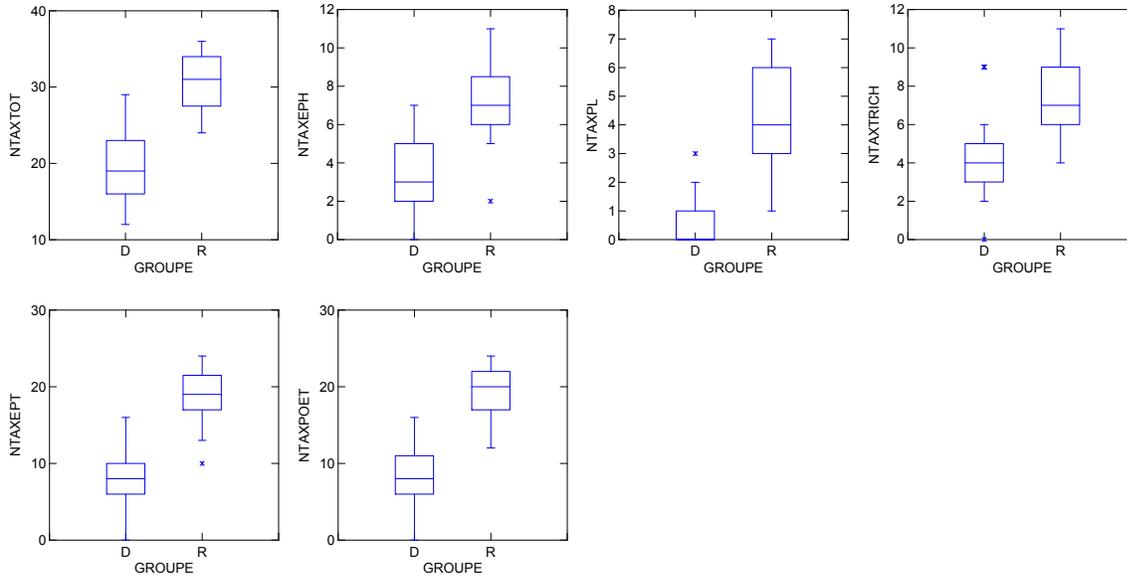
3 LABO : CEAEQ

## Annexe 3 Signification des abréviations

Catégorie	Abréviation	Définition
Habitat	IQH	Indice de qualité de l'habitat de 0 à 200 ramené en % sur une échelle de 0 à 100 %
	IQBR	Indice de qualité de la bande riveraine (%); échelle de 17 à 100 %, moyenne des deux rives
	TYP_VIV_RAP	Seuil ou radier (%)
	% sable	Proportion du substrat en sable
	% gravier	Proportion du substrat en gravier
Utilisation du territoire	% galets	Proportion du substrat en galets
	% blocs	Proportion du substrat en blocs
	ANTHR	Proportion du bassin versant en zone urbaine, industrielle (anthropique, milieu urbain, routes, sol nu, golf, carrière, etc.)
	CULTANN	Proportion du bassin versant en cultures annuelles (maïs, soya, maraîchères, labours, céréales, etc.)
	CULTPER	Proportion du bassin versant en cultures pérennes (friches, foin, fourrage, pâturage, etc.)
	AGRICULTURE	Proportion du bassin versant en cultures annuelles et pérennes
	FORÊT	Proportion du bassin versant en forêt

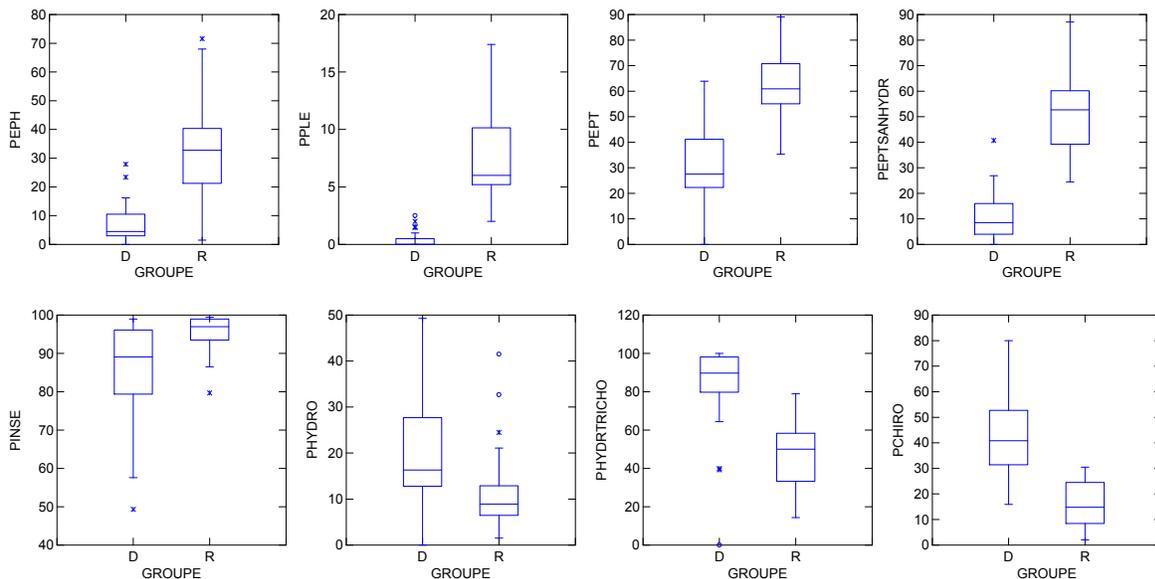
## Annexe 4 Boîtes à moustaches des 25 variables évaluées entre les stations de référence et les stations à forte vocation agricole

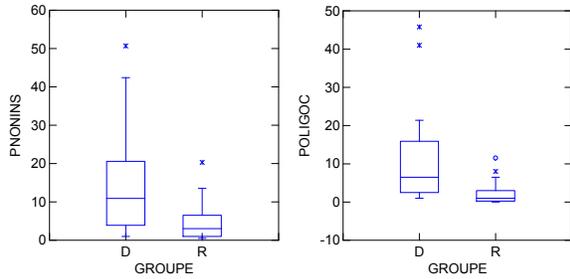
### Variables de richesse taxonomique (genre)



Légende : D = dégradé, R = référence. Pour les autres abréviations, voir le tableau 3.

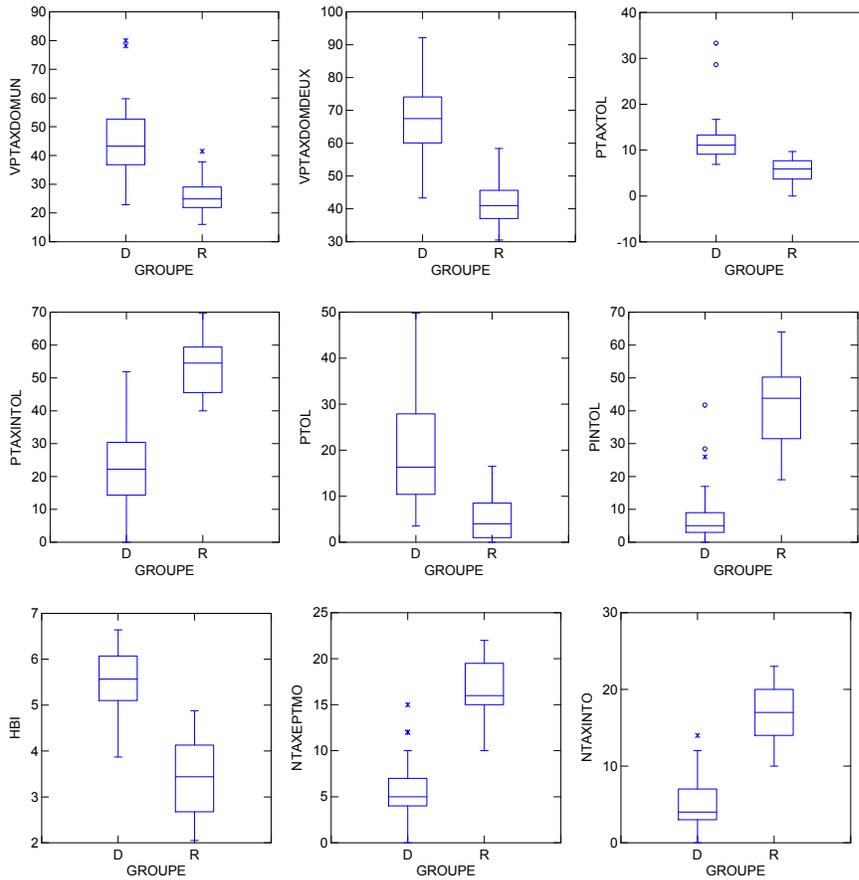
### Variables de composition taxonomique (genre)





Légende : D = dégradé, R = référence. Pour les autres abréviations, voir le tableau 3.

### Variables de tolérance à la pollution



Légende : D = dégradé, R = référence. Pour les autres abréviations, voir le tableau 3.

## Annexe 5 Description biophysique et physicochimique des stations échantillonnées entre 2003 et 2008

BQMA	STABIO	RIVIERE	DATE	IQH	IQBR	NTOT	PTOT	ANTHR	CULT ANN	CULT PER	FORET	MILIEU HUMIDE	AGRICULTURE	ISBg
02330042	ETSA0103	Cours d'eau (san toponyme)	2003-09-24	96	97	0,35	0,005	1,9	0,4	8	89	0,1	8,7	98,3
02330042	ETSA0105	Cours d'eau (san toponyme)	2005-09-15	89	93	0,31	0,005	1,9	0,4	8	89	0,1	8,7	97,8
02310040	MORI0105	Morigeau	2005-09-19	88	93	0,37	0,005	1,7	0,4	2,2	94,5	0,5	2,9	95,6
02310038	PSMA0104	Petite rivière Sainte-Marguerite	2004-09-21	92	81	0,36	0,02	0,9	0	0,4	98	0,4	0,4	95,4
02340110	GUAY0103	Ruisseau Guay	2003-09-22	95	84	0,41	0,005	3,3	3,8	12,4	78,5	0	16,8	93,6
02340112	CALW0103	Calway	2003-09-23	99	95	1,2	0,005	2,8	3,2	11,8	78,6	1,9	16	92,4
02290002	TSAU0105	Trois Saumons	2005-09-14	96	90	0,36	0,005	3,3	0,3	4,3	87,3	0,4	5,1	91,6
02340116	NADE0104	Nadeau	2004-09-20	89	97	0,39	0,01	2,3	4,4	19,5	69,2	0,5	25,2	91,4
05090072	NELS0108	Nelson	2008-09-23	84	95	0,79	0,034	5,1	1,3	5,7	79,9	2,4	7,1	90,9
02310041	PERD0105	des Perdris	2005-09-14	90	96	0,43	0,01	1,8	0	0,3	93,5	1,9	0,3	89,6
02330042	ETSA0104	Cours d'eau (san toponyme)	2004-09-17	90	95	0,42	0,005	1,9	0,4	8	89	0,1	8,7	88,0
02340109	LESS0103	Lessard	2003-09-22	92	96	0,7	0,005	2,7	1,1	19	67,1	1,3	20,6	87,7
02800002	DEGL0104	Ruisseau de l'Église	2004-09-21	85	80	1,14	0,01	4,5	7,8	27	45,5	10,2	37,8	86,8
05080100	NOUC0107	Noire	2007-09-24	83	96	0,48	0,016	0,8	0,1	2,2	88,9	2,8	2,3	86,7
05040176	BEIL0106	Belle-Isle	2006-09-21	84	91	0,6	0,047	2,2	1	18,2	76	1,1	20,2	86,6
02340114	BEAU0103	Beaurivage	2003-09-23	86	97	0,28	0,005	1,8	0	3,4	91,7	0,7	3,4	86,3
05040190	MAUV0107	Mauvaise	2007-09-21	93	88	0,24	0,006	0,1	0,1	0,3	91	0,8	0,3	86,3
05300013	YAMA0108	Yamachiche	2008-09-09	79	66	0,37	0,009	1,3	0	0	82,6	1,6	0	86,3
05260034	BLMA0108	Blanche	2008-09-10	88	98	0,275	0,011	0,8	0	1,4	86,6	1,4	1,4	83,5
02340115	LESS0204	Lessard	2004-09-20	87	98	0,46	0,01	2,5	3,2	25	62,4	0,7	29,4	82,9
02330040	ABEN0106	des Abénaquis	2006-09-06	92	82	0,4	0,016	4,3	0,2	9,5	80,7	2,6	10,2	82,6
02330041	FLEU0103	des Fleurs	2003-09-25	92	93	0,26	0,005	1,8	0	7,9	87,9	0,8	7,9	82,2
05070010	SILE0107	des Sept Îles	2007-09-24	74	80	1,4	0,043	4,6	8,2	9,9	68,1	0,9	18,1	82,1
02330040	ABEN0105	des Abénaquis	2005-09-15	93	82	0,3	0,005	4,3	0,2	9,5	80,7	2,6	10,2	81,3
05040191	NOSA0107	Noire	2007-09-21	93	78	0,15	0,005	0,2	0	0	87,2	0,7	0	80,2
02800002	DEGL0106	Ruisseau de l'Église	2006-09-06	83	85	0,44	0,014	4,5	7,8	27	45,5	10,2	37,8	80,0
05030215	MEKN0108	Mékinac	2008-09-12	84	96	0,24	0,007	0,2	0	0	87,2	1,4	0	79,6
05090071	VALE0108	Ruisseau du Valet	2008-09-24	85	89	0,36	0,007	5,7	0	1,8	84,6	2,2	1,8	78,7
02360012	HURO0105	Huron	2005-09-13	73	96	1,14	0,005	3,9	10,7	24,5	49,8	6,2	38,8	78,4
02360011	DCHÉ0105	du Chêne	2005-09-20	77	88	1,1	0,005	2,1	5,7	19,6	53,1	16,6	27,3	78,1
02330040	ABEN0103	des Abénaquis	2003-09-25	95	83	0,41	0,005	4,3	0,2	9,5	80,7	2,6	10,2	77,9
02330040	ABEN0104	des Abénaquis	2004-09-17	95	83	0,47	0,01	4,3	0,2	9,5	80,7	2,6	10,2	77,2
02340117	DDOM0105	du Domaine	2005-09-21	80	81	0,83	0,005	2,6	4	35,7	54,6	0,2	42,2	76,5
05100032	FERR0108	Ferrée	2008-09-23	95	99	0,24	0,009	2,8	0,1	2,8	92,8	0,1	2,9	76,1
02360013	HENR0105	Henri	2005-09-20	86	84	0,6	0,005	1,8	3,4	13,4	61,6	17,6	18	74,0
02360015	CHEV0106	aux Chevreuils	2006-09-07	89	80	1,2	0,021	2,3	5,4	20	53,3	16,9	26,9	72,9
05080102	PINS0108	aux Pins	2008-09-23	83	90	0,17	0,011	1,6	0	3,4	89,1	0,6	3,4	72,5
02340118	CHAS0105	Chassé	2005-09-21	84	88	1,32	0,005	2,8	7,7	38	45,5	0,4	50,2	71,6
05070011	BLPN0107	Blanche	2007-09-21	82	100	3,3	0,024	1,4	8,3	4,8	80,6	0,7	13,2	71,4
02800001	DEGL0207	Ruisseau de l'Église	2007-09-05	91	80	0,99	0,019	5,6	9	26,4	43,4	9,4	39,7	70,6
02330047	DESB0105	Desbarats	2005-09-19	94	83	0,42	0,005	3	2,2	14,7	77,1	0,8	17,9	69,1
02340111	CUGN0103	Cugnet	2003-09-22	80	98	3,1	0,02	2,1	5,1	4,1	63,9	15,8	10,6	68,1
02400057	BOUR0108	Bourbon	2008-09-08	78	47	0,88	0,007	2,8	7,5	41,1	42,7	0,3	53,6	67,6
02310039	DCHU0104	Ruisseau de la Chute	2004-09-09	63	69	0,73	0,03	2,2	0,6	17,7	78	0,3	19	67,2
05040177	NIAG0106	Niagarette	2006-09-21	81	84	1,7	0,18	0,3	4	43,8	50,5	0,2	47,8	66,7
02350001	BEDE0105	Ruisseau Beaudet	2005-09-13	84	88	1,0	0,005	5,8	5,8	31,6	45,1	4,8	43,2	65,8
05040188	CHAR0507	Charest	2007-09-07	73	63	1,6	0,041	1	3,8	20,4	66,5	2,1	24,2	64,6
03030339	JAUN0108	Jaune	2008-09-04	90	97	0,72	0,038	2,7	8,3	19,8	60,5	8	28,2	64,6
05040197	JACQ0108	Jacquot	2008-09-22	84	85	0,32	0,012	1,8	0	2,7	88,8	0,6	2,7	61,2
03030341	RENN0108	le Renne	2008-09-04	88	95	1,3	0,063	3,6	11,7	34,9	43,6	5,6	46,8	59,6
05380001	MOUL0107	du Moulin	2007-09-20	78	93	0,88	0,021	2,6	9,7	23,7	46,5	16,1	34,7	58,2
02300002	BOYS0105	Boyer Sud	2005-09-16	68	51	3,4	0,04	2,1	24,8	38,9	24,7	0,2	72,6	57,2
02300002	BOYS0104	Boyer Sud	2004-09-22	63	38	6,2	0,035	2,1	24,8	38,9	24,7	0,2	72,6	55,8
05400002	BEPO0204	Beauport	2004-09-13	77	90	-	-	36,5	1,7	11,8	37,9	0,3	13,5	54,9
02E90001	FOUQ0107	Fouquette	2007-09-04	91	89	1,2	0,012	4,2	16,4	35,7	20,9	8,8	64,9	54,1
02300049	BOYS0203	Boyer Sud	2003-09-18	83	78	4,2	0,04	2,2	25,2	38,3	24,9	0,2	72,4	53,9
02330043	FOUR0103	Ruisseau Fourchette	2003-09-17	72	80	6,2	0,06	2,3	22,6	36,6	23,2	1	67,3	53,9
05040177	NIAG0107	Niagarette	2007-09-20	82	73	-	-	0,3	4	43,8	50,5	0,2	47,8	53,6
03030340	RUNN0108	Ruisseau Runnels	2008-09-03	75	57	1,6	0,11	3,2	10,7	23,5	59	3,2	34,3	51,8
02300002	BOYS0108	Boyer Sud	2008-09-24	62	52	5,7	0,056	2,1	24,8	38,9	24,7	0,2	72,6	51,6
05080098	POMM0106	aux Pommes	2006-09-22	84	82	2,1	0,019	5,1	9	16,9	61,1	2	28,9	51,6
05400002	BEPO0203	Beauport	2003-10-03	72	87	-	-	36,5	1,7	11,8	37,9	0,3	13,5	50,9
02330036	LBRA0303	Le Bras	2003-09-16	84	80	1,65	0,05	1,7	20,1	34	25,5	0,1	59	50,5
05400001	BEPO0104	Beauport	2004-09-16	85	84	-	-	36	1,7	12	38,2	0,3	13,7	49,9
02270002	OUEL0107	Ouelle	2007-09-04	82	72	0,39	0,009	2,1	0,9	3,4	88,1	1,9	5,1	49,2
03030342	DELO0108	Delorme	2008-09-03	69	73	3	0,031	2	44,7	37,4	15,3	0,1	82,5	48,7
02300002	BOYS0103	Boyer Sud	2003-09-19	62	44	3,6	0,04	2,1	24,8	38,9	24,7	0,2	72,6	48,1
02300012	BOYE0107	Boyer	2007-09-05	80	89	3,15	0,032	2,7	20,7	35,4	24,8	6,3	65,6	44,2
03030320	CHIB0106	Chibouet	2006-09-18	87	85	1,9	0,088	3,7	38,2	38,6	14,8	3,6	77,6	42,9
02300002	BOYS0107	Boyer Sud	2007-09-25	63	52	5,4	0,062	2,1	24,8	38,9	24,7	0,2	72,6	42,5
02300003	BOYN0105	Boyer Nord	2005-09-16	69	55	3,3	0,02	3,2	24,8	33,9	26,7	0,7	68,3	42,1
02300003	BOYN0108	Boyer Nord	2008-09-24	61	55	3,4	0,18	3,2	24,8	33,9	26,7	0,7	68,3	40,4
05400001	BEPO0103	Beauport	2003-10-02	82	87	-	-	36	1,7	12	38,2	0,3	13,7	40,0
02300002	BOYS0106	Boyer Sud	2006-09-07	69	52	2,8	0,11	2,1	24,8	38,9	24,7	0,2	72,6	39,9
02330034	LBRA0203	Le Bras	2003-09-16	86	79	2,72	0,065	2,1	20	30,9	30,2	2,6	56,5	39,4
02300050	BOYN0203	Boyer Nord	2003-09-18	83	63	3,6	0,02	4,4	23	33,1	24,3	0,6	68,8	38,9
02300003	BOYN0106	Boyer Nord	2006-09-07	69	56	2,2	0,1	3,2	24,8	33,9	26,7	0,7	68,3	38,9
02340113	BHEN0103	Bras d'Henri	2003-09-19	62	39	4,8	0,06	2,1	17,4	37,8	36,6	1,8	58,8	38,4
02300003	BOYN0104	Boyer Nord	2004-09-21	64	52	5,45	0,025	3,2	24,8	33,9	26,7	0,7	68,3	34,4
02300003	BOYN0107	Boyer Nord	2007-09-25	62	55	3,9	0,038	3,2	24,8	33,9	26,7	0,7	68,3	30,8
02300003	BOYN0103	Boyer Nord	2003-09-18	65	57	3,1	0,04	3,2	24,8	33,9	26,7	0,7	68,3	29,7
03010096	ZEPH0108	Saint-Zéphin	2008-09-08	53	58	1,9	0,16	1,8	33,8	19,7	35,9	8,3	53,7	25,6
03090118	ESTU0108	de l'Esturgeon	2008-09-02	63	44	0,58	0,2	3,5	63,5	16,9	7	4,7	82,4	22,5

## Annexe 6 Valeurs standardisées en pourcentage des six variables composant l'ISB<sub>g</sub>

Rivière	Station	NTAX TOT	NTAX EPT	PEPT SANHYDR	PCHIRO	VPTAX DOMDEUX	HBI	ISB <sub>g</sub>
Cours d'eau (sans toponyme)	ETSA0103	97,1	100	100	98,1	94,4	100,00	98,3
Cours d'eau (sans toponyme)	ETSA0105	100	98,2	95,2	100	93,4	100,00	97,8
Morigeau	MORI0105	100	93,8	85,4	97,1	99,7	97,86	95,6
Petite rivière Sainte-Marguerite	PSMA0104	94,3	100	84,8	93,8	100	99,33	95,4
Ruisseau Guay	GUAY0103	97,1	98,2	78,9	95,9	92,2	99,20	93,6
Calway	CALW0103	94,3	93,8	86,3	93,2	98,1	88,62	92,4
Trois Saumons	TSAU0105	82,9	89,3	100	91,3	87,1	98,93	91,6
Nadeau	NADE0104	88,6	100	100	95,9	70,6	93,44	91,4
Nelson	NELS0108	88,6	80,4	86,9	99,1	100	90,36	90,9
des Perdrix	PERD0105	85,7	93,8	77,2	93,8	86,8	100,00	89,6
Cours d'eau (sans toponyme)	ETSA0104	74,3	75,9	100	95	82,9	99,73	88,0
Lessard	LESS0103	94,3	98,2	76,8	83	90,7	82,86	87,7
Ruisseau de l'Église	DEGL0104	77,1	71,4	75,7	100	100	96,25	86,8
Noire	NOJC0107	94,3	75,9	73,4	88,8	100	87,82	86,7
Belle-Isle	BEIL0106	77,1	75,9	84,4	98,7	83,5	100,00	86,6
Beaurivage	BEAU0103	68,6	71,4	100	100	79,7	98,26	86,3
Mauvaise	MAUV0107	100	100	65,5	78,7	91,9	81,93	86,3
Yamachiche	YAMA0108	100	89,3	57,2	92,3	94,1	84,74	86,3
Blanche	BLMA0108	91,4	89,3	74,8	80,1	88,4	76,97	83,5
Lessard	LESS0204	74,3	75,9	72,7	99,7	79	95,72	82,9
des Abénaquis	ABEN0106	80	80,4	65,5	93,8	87,5	88,22	82,6
des Fleurs	FLEU0103	77,1	80,4	74,8	79,4	93,7	87,95	82,2
des Sept Îles	SILE0107	82,9	71,4	62,1	91,8	90,4	93,98	82,1
des Abénaquis	ABEN0105	97,1	84,8	51,4	82,8	92,9	78,45	81,3
Noire	NOSA0107	100	98,2	50,8	73,6	82,6	75,90	80,2
Ruisseau de l'Église	DEGL0106	82,9	71,4	51,4	91,3	95,9	87,15	80,0
Mékinac	MEKN0108	100	89,3	43,4	94,4	72,1	78,71	79,6
Ruisseau du Valet	VALE0108	85,7	75,9	60,7	76,1	85,3	88,76	78,7
Huron	HURO0105	88,6	71,4	55,9	82,4	86	86,08	78,4
du Chêne	DCHE0105	100	89,3	54,5	72,5	83,8	68,54	78,1
des Abénaquis	ABEN0103	71,4	62,5	81,2	97,6	64,1	90,50	77,9
des Abénaquis	ABEN0104	68,6	71,4	64,6	84	88,5	85,81	77,2
du Domaine	DDOM0105	80	80,4	46,2	84,5	84,6	83,53	76,5
Ferrée	FERR0108	80	84,8	53,8	75,6	85,3	76,84	76,1
Henri	HENR0105	88,6	71,4	60,1	74,3	80,1	69,34	74,0
aux Chevreuils	CHEV0106	85,7	80,4	45,9	73,6	72,8	79,25	72,9
aux Pins	PINS0108	91,4	75,9	33,8	78,7	85,3	69,88	72,5
Chassé	CHAS0105	77,1	71,4	56,1	71,5	71,3	82,06	71,6
Blanche	BLPN0107	57,1	49,1	53,1	100	70,6	98,53	71,4
Ruisseau de l'Église	DEGL0207	82,9	58	72,4	81,9	58,8	69,88	70,6
Desbarats	DESB0105	85,7	93,8	38,2	63	61,9	71,89	69,1
Cugnet	CUGN0103	65,7	53,6	44,4	78	88,1	78,98	68,1
Bourbon	BOUR0108	82,9	67	34,5	71,5	77,2	72,82	67,6
Ruisseau de la Chute	DCHU0104	68,6	58	39,2	87,7	68,1	81,53	67,2
Niagarett	NIAG0106	77,1	49,1	37,1	80,4	83,4	73,36	66,7
Ruisseau Beudet	BEDE0105	74,3	67	40,7	72,5	68,4	72,02	65,8
Charest	CHAR0507	77,1	67	35,7	67,2	69,6	71,22	64,6
Jaune	JAUN0108	80	75,9	57,9	63,1	42,6	68,14	64,6

**Annexe 6 Valeurs standardisées en pourcentage des six variables composant l'ISB<sub>g</sub>  
(suite)**

Rivière	Station	NTAX TOT	NTAX EPT	PEPT SANHYDR	PCHIRO	VPTAX DOMDEUX	HBI	ISB <sub>g</sub>
Jacquot	JACQ0108	71,4	44,6	34,8	77,5	61,2	77,64	61,2
le Renne	RENN0108	74,3	71,4	27,6	58,9	62,5	63,05	59,6
du Moulin	MOUL0107	91,4	67	19,9	54,4	56,3	60,11	58,2
Boyer Sud	BOYS0105	74,3	53,6	19,3	72,5	64	59,30	57,2
Boyer Sud	BOYS0104	62,9	44,6	13,8	87,7	54,1	71,89	55,8
Beauport	BEPO0204	37,1	17,9	72,4	91,9	49,6	60,78	54,9
Fouquette	FOUQ0107	54,3	31,3	26,1	80,4	55,6	77,24	54,1
Boyer Sud	BOYS0203	65,7	53,6	15,7	68,6	53,1	66,40	53,9
Ruisseau Fourchette	FOUR0103	60	49,1	20,1	82,4	43,8	67,87	53,9
Niagarette	NIAG0107	65,7	40,2	17,1	64,3	68,8	65,60	53,6
Ruisseau Runnels	RUNN0108	57,1	53,6	44,1	53,2	42,6	60,37	51,8
Boyer Sud	BOYS0108	51,4	40,2	10,3	74,6	74,3	58,63	51,6
aux Pommes	POMM0106	68,6	53,6	20,4	49,8	55,7	61,58	51,6
Beauport	BEPO0203	42,9	17,9	31,7	80,9	74,3	57,56	50,9
Le Bras	LBRA0303	65,7	44,6	22,1	62,8	47,8	59,97	50,5
Beauport	BEPO0104	22,9	13,4	71,3	86,7	45,3	60,11	49,9
Ouelle	OUEL0107	51,4	44,6	18,2	62,9	60,6	57,56	49,2
Delorme	DELO0108	42,9	31,3	28	70,7	53,8	65,33	48,7
Boyer Sud	BOYS0103	62,9	40,2	8,6	62,7	58,7	55,42	48,1
Boyer	BOYE0107	57,1	35,7	11,7	59,4	39,7	61,18	44,2
Chibouet	CHIB0106	54,3	40,2	15,7	46	40,7	60,78	42,9
Boyer Sud	BOYS0107	57,1	31,3	6,8	57	50	52,61	42,5
Boyer Nord	BOYN0105	51,4	31,3	4,8	59,1	54,9	51,41	42,1
Boyer Nord	BOYN0108	51,4	26,8	6,9	74,1	37,4	45,78	40,4
Beauport	BEPO0103	45,7	8,9	15,9	84,5	44,1	40,83	40,0
Boyer Sud	BOYS0106	48,6	22,3	3,3	58,6	43,8	62,78	39,9
Le Bras	LBRA0203	51,4	35,7	10,9	42,9	39,3	55,96	39,4
Boyer Nord	BOYN0203	51,4	31,3	11,6	42,6	38,4	57,97	38,9
Boyer Nord	BOYN0106	45,7	26,8	4,1	61,7	35,9	59,30	38,9
Bras d'Henri	BHEN0103	40	17,9	32,3	49,3	38,1	52,61	38,4
Boyer Nord	BOYN0104	42,9	22,3	4,1	49,3	38,1	49,80	34,4
Boyer Nord	BOYN0107	40	17,9	4	57,5	20,7	44,98	30,8
Boyer Nord	BOYN0103	34,3	17,9	3,4	41,9	30,3	50,20	29,7
Saint-Zéphirin	ZEPH0108	34,3	26,8	5,5	22,7	11,6	52,74	25,6
de l'Esturgeon	ESTU0108	42,9	0	0	20,9	22,8	48,46	22,5

Pour les abréviations, voir le tableau 3.

## Annexe 7 Valeurs des six variables composant l'ISB<sub>g</sub>

Rivière	Station	NTAX TOT	NTAX EPT	PEPT SANHYDR	PCHIRO	VPTAX DOMDEUX	HBI	ISB <sub>g</sub>
Cours d'eau (sans toponyme)	ETSA0103	34	24	72,5	5,9	35,8	2,05	98,3
Cours d'eau (sans toponyme)	ETSA0105	35	22	69	3,5	36,5	2,50	97,8
Morigeau	MORI0105	36	21	61,9	6,9	32,2	2,69	95,6
Petite rivière Sainte-Marguerite	PSMA0104	33	23	61,5	10	30,5	2,58	95,4
Ruisseau Guay	GUAY0103	34	22	57,2	8	37,3	2,59	93,6
Calway	CALW0103	33	21	62,6	10,6	33,3	3,38	92,4
Trois Saumons	TSAU0105	29	20	72,6	12,4	40,8	2,61	91,6
Nadeau	NADE0104	31	23	77	8	52	3,02	91,4
Nelson	NELS0108	31	18	63	5	28,5	3,25	90,9
des Perdrix	PERD0105	30	21	56	10	41	2,35	89,6
Cours d'eau (sans toponyme)	ETSA0104	26	17	78,2	8,9	43,6	2,55	88,0
Lessard	LESS0103	33	22	55,7	20,4	38,3	3,81	87,7
Ruisseau de l'Église	DEGL0104	27	16	54,9	2,9	27,5	2,81	86,8
Noire	NOJC0107	33	17	53,2	14,8	31,5	3,44	86,7
Belle-Isle	BEIL0106	27	17	61,2	5,3	43,2	2,44	86,6
Beaurivage	BEAU0103	24	16	87,1	2	45,8	2,66	86,3
Mauvaise	MAUV0107	35	23	47,5	24,5	37,5	3,88	86,3
Yamachiche	YAMA0108	35	20	41,5	11,5	36	3,67	86,3
Blanche	BLMA0108	32	20	54,2	23,2	39,9	4,25	83,5
Lessard	LESS0204	26	17	52,7	4,4	46,3	2,85	82,9
des Abénaquis	ABEN0106	28	18	47,5	10	40,5	3,41	82,6
des Fleurs	FLEU0103	27	18	54,2	23,9	36,3	3,43	82,2
des Sept Îles	SILE0107	29	16	45	12	38,5	2,98	82,1
des Abénaquis	ABEN0105	34	19	37,3	20,6	36,8	4,14	81,3
Noire	NOSA0107	36	22	36,8	29,4	43,8	4,33	80,2
Ruisseau de l'Église	DEGL0106	29	16	37,3	12,4	34,8	3,49	80,0
Mékinac	MEKN0108	36	20	31,5	9,5	51	4,12	79,6
Ruisseau du Valet	VALE0108	30	17	44	27	42	3,37	78,7
Huron	HURO0105	31	16	40,5	21	41,5	3,57	78,4
du Chêne	DCHE0105	35	20	39,5	30,5	43	4,88	78,1
des Abénaquis	ABEN0103	25	14	58,9	6,4	56,4	3,24	77,9
des Abénaquis	ABEN0104	24	16	46,8	19,4	39,8	3,59	77,2
du Domaine	DDOM0105	28	18	33,5	19	42,5	3,76	76,5
Ferrée	FERR0108	28	19	39	27,5	42	4,26	76,1
Henri	HENR0105	31	16	43,6	28,7	45,5	4,82	74,0
aux Chevreuils	CHEV0106	30	18	33,3	29,4	50,5	4,08	72,9
aux Pins	PINS0108	32	17	24,5	24,5	42	4,78	72,5
Chassé	CHAS0105	27	16	40,7	31,4	51,5	3,87	71,6
Blanche	BLPN0107	20	11	38,5	3	52	2,64	71,4
Ruisseau de l'Église	DEGL0207	29	13	52,5	21,5	60	4,78	70,6
Desbarats	DESB0105	30	21	27,7	39,6	57,9	4,63	69,1
Cugnet	CUGN0103	23	12	32,2	25,2	40,1	4,10	68,1
Bourbon	BOUR0108	29	15	25	31,4	47,5	4,56	67,6
Ruisseau de la Chute	DCHU0104	24	13	28,4	15,9	53,7	3,91	67,2
Niagarette	NIAG0106	27	11	26,9	22,9	43,3	4,52	66,7
Ruisseau Beaudet	BEDE0105	26	15	29,5	30,5	53,5	4,62	65,8
Charest	CHAR0507	27	15	25,9	35,6	52,7	4,68	64,6
Jaune	JAUN0108	28	17	42	39,5	71	4,91	64,6

## Annexe 7 Valeurs des six variables composant l'ISB<sub>g</sub> (suite)

Rivière	Station	NTAX TOT	NTAX EPT	PEPT SANHYDR	PCHIRO	VPTAX DOMDEUX	HBI	ISB <sub>g</sub>
Jacquot	JACQ0108	25	10	25,2	25,7	58,4	4,20	61,2
le Renne	RENN0108	26	16	20	43,5	57,5	5,29	59,6
du Moulin	MOUL0107	32	15	14,4	47,8	61,7	5,51	58,2
Boyer Sud	BOYS0105	26	12	14	30,5	56,5	5,57	57,2
Boyer Sud	BOYS0104	22	10	10	15,9	63,2	4,63	55,8
Beauport	BEPO0204	13	4	52,5	11,9	66,3	5,46	54,9
Fouquette	FOUQ0107	19	7	18,9	22,9	62,2	4,23	54,1
Boyer Sud	BOYS0203	23	12	11,4	34,2	63,9	5,04	53,9
Ruisseau Fourchette	FOUR0103	21	11	14,6	21	70,2	4,93	53,9
Niagarette	NIAG0107	23	9	12,4	38,3	53,2	5,10	53,6
Ruisseau Runnels	RUNN0108	20	12	32	49	71	5,49	51,8
Boyer Sud	BOYS0108	18	9	7,5	28,5	49,5	5,62	51,6
aux Pommes	POMM0106	24	12	14,8	52,2	62,1	5,40	51,6
Beauport	BEPO0203	15	4	23	22,4	49,5	5,70	50,9
Le Bras	LBRA0303	23	10	16	39,8	67,5	5,52	50,5
Beauport	BEPO0104	8	3	51,7	16,9	69,2	5,51	49,9
Ouelle	OUEL0107	18	10	13,2	39,7	58,8	5,70	49,2
Delorme	DELO0108	15	7	20,3	32,2	63,4	5,12	48,7
Boyer Sud	BOYS0103	22	9	6,2	39,9	60,1	5,86	48,1
Boyer	BOYE0107	20	8	8,5	43	73	5,43	44,2
Chibouet	CHIB0106	19	9	11,4	55,9	72,3	5,46	42,9
Boyer Sud	BOYS0107	20	7	4,9	45,3	66	6,07	42,5
Boyer Nord	BOYN0105	18	7	3,5	43,3	62,7	6,16	42,1
Boyer Nord	BOYN0108	18	6	5	28,9	74,6	6,58	40,4
Beauport	BEPO0103	16	2	11,5	19	70	6,95	40,0
Boyer Sud	BOYS0106	17	5	2,4	43,8	70,2	5,31	39,9
Le Bras	LBRA0203	18	8	7,9	58,9	73,3	5,82	39,4
Boyer Nord	BOYN0203	18	7	8,4	59,1	73,9	5,67	38,9
Boyer Nord	BOYN0106	16	6	3	40,8	75,6	5,57	38,9
Bras d'Henri	BHEN0103	14	4	23,4	52,7	74,1	6,07	38,4
Boyer Nord	BOYN0104	15	5	3	52,7	74,1	6,28	34,4
Boyer Nord	BOYN0107	14	4	2,9	44,9	85,9	6,64	30,8
Boyer Nord	BOYN0103	12	4	2,5	59,8	79,4	6,25	29,7
Saint-Zéphirin	ZEPH0108	12	6	4	78,2	92,1	6,06	25,6
de l'Esturgeon	ESTU0108	15	0	0	80	84,5	6,38	22,5

Pour les abréviations, voir le tableau 3.



