

Université du Québec
INRS-Eau, Terre et Environnement

Évaluation du niveau d'intégrité biologique des rivières du Québec à partir de l'Approche par Conditions de Référence et du système GIBSI (*Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé*)

Par

Martine Grenier

**Thèse présentée pour l'obtention du grade de
Philosophiae doctor (Ph.D.) en Sciences de l'Eau**

Jury d'évaluation

Examineur externe

Marco A. Rodríguez, UQTR

Examinatrice externe

Chantal Vis, Parc Canada

Examinatrice interne

Isabelle Laurion, INRS-ETE

Directeur de recherche

Alain N. Rousseau, INRS-ETE

Codirecteur de recherche

Stéphane Campeau, UQTR



Résumé

Suivant les exigences de la *Directive Cadre Européenne sur l'eau* (DCE; Commission européenne, 2000), du *Clean Water Action Plan* (CWAP, 1998), l'évaluation de l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques doit s'effectuer en comparant les conditions écologiques actuelles avec ses conditions de référence (conditions peu ou pas impactées), donc en utilisant *l'Approche par Conditions de Référence* (ACR). Les organismes vivants sont essentiels à cette évaluation, car ils permettent d'intégrer, sur une certaine période de temps, l'ensemble des caractéristiques de leur habitat.

La plupart des outils permettant d'évaluer l'intégrité biologique des écosystèmes aquatiques ont été développés suivant les étapes de l'ACR : (i) la sélection des communautés (sites) de référence; (iia) la classification des communautés de référence (sites) en groupes biologiques similaires (biotypes); (iib) la sélection du biotype de référence associé à chaque site « test »; (iii) l'évaluation du niveau d'intégrité d'un site « test » par la comparaison de sa communauté avec les communautés de son biotype de référence; et (iv) l'identification des causes de la dégradation. Au Québec, les biotypes de diatomées de référence et les facteurs environnementaux qui les contrôlent ont été identifiés par Grenier *et al.* (2006). Ces biotypes ont ensuite été utilisés pour développer l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC; Lavoie *et al.*, 2006). Par ailleurs, il existe des systèmes de modélisation hydrologique, dont au Québec, GIBSI (Gestion intégrée des Bassins versants à l'aide d'un système informatisé) (Quilbé et Rousseau, 2007), qui

permettent, entre autres, d'évaluer l'impact de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) agricoles sur la quantité et la qualité de l'eau d'un bassin versant.

L'**objectif général** de cette étude était d'intégrer à **GIBSI** un module permettant de prédire le niveau d'intégrité biologique (évalué à partir des communautés de macroinvertébrés et de diatomées) en tout point du réseau hydrographique du bassin de la rivière Chaudière. Cinq objectifs spécifiques en sont issus :

1. Identifier et classifier les communautés de macroinvertébrés benthiques de référence à partir des cartes auto-organisatrices de Kohonen et des analyses multivariées.
2. Prédire les biotypes de diatomées de référence des rivières du Québec à partir des arbres de classification, des *random forests* et des réseaux de neurones artificiels (étape iib de l'ACR).
3. Redéfinir les limites des classes d'intégrité écologique de l'IDEC en fonction de seuils écologiques significatifs (étape iii de l'ACR).
4. Intégrer l'indice biologique IDEC au système GIBSI.
5. Prédire l'effet de pratiques de gestion bénéfique en milieu agricole sur l'intégrité biologique des cours d'eau à partir des variables physico-chimiques simulées par GIBSI (étape iv de l'ACR).

Objectif 1. Identifier et classier les communautés de macroinvertébrés benthiques de référence à partir des cartes auto-organisatrices de Kohonen et des analyses multivariées.

La réalisation du premier objectif de cette étude a permis : (i) de proposer une méthode de sélection *a posteriori* des communautés (sites) de référence; (ii) de comparer les sites sélectionnés par les approches *a posteriori* et *a priori*; (iii) de tester la capacité de métriques (ex. nombre de taxons tolérants) et d'indices biotiques métriques, soit les indices Hilsenhoff (FBI), *Average Score per Taxon* (ASPT) et *West Virginia* modifié (IMIBWVf), à différencier les conditions de référence des conditions altérées; (iv) de faire une proposition pour le développement d'un indice biotique futur. La sélection des communautés de référence a été réalisée *a posteriori* dans cette étude, soit principalement en fonction de la structure des communautés de macroinvertébrés, alors que la sélection *a priori* a été effectuée par le MDDEP à partir de critères abiotiques (surtout la physico-chimie). La procédure *a posteriori* a permis d'identifier trois biotypes de milieux de référence, un biotype de milieux légèrement altérés et trois biotypes de milieux altérés. Les biotypes de référence diffèrent principalement en fonction des concentrations naturelles en carbone organique dissous (COD), de l'ordre du cours d'eau et de la sédimentation sur le substrat. La comparaison entre les approches *a posteriori* et *a priori* a démontré que les deux approches ont sélectionné les mêmes communautés de référence, sauf pour un site. Selon les résultats de l'étude, les indices FBI et IMIBWVf représenteraient des indices métriques plus adéquats que l'ASPT. Toutefois, les trois indices

surestiment l'altération des sites de référence avec des concentrations naturelles élevées en COD. Le développement d'un indice métrique nécessiterait donc de développer un sous-indice pour les sites ayant des concentrations naturelles élevées en COD, alors que le développement d'un indice multivarié de type IDEC ne nécessiterait pas le développement de sous-indices. Toutefois, le peu de sites de référence et la faible couverture spatiale n'ont pas permis de poursuivre le développement d'un indice biotique macroinvertébrés. Les travaux réalisés ont tout de même permis de proposer un cadre de travail qui, une fois les données disponibles, permettra le développement de celui-ci.

Objectif 2. Prédire les biotypes de diatomées de référence (sous-indices de l'IDEC) des rivières du Québec à partir des arbres de classification, des *random forests* et des réseaux de neurones artificiels.

Selon l'ACR, pour évaluer adéquatement la différence de la communauté d'un site « test » avec les communautés de son biotype de référence spécifique, il est essentiel de faire la distinction entre l'effet des variables naturelles et l'effet des changements anthropiques sur la structure des communautés de diatomées. Deux biotypes de référence, un pour les milieux naturellement circumneutres et l'autre pour les milieux naturellement alcalins, ont été formés par Grenier *et al.* (2006). La réalisation du deuxième objectif de cette étude a permis de réduire l'effet du pH naturel sur l'évaluation de l'intégrité biologique de chaque site en identifiant, à l'aide de modèles prédictifs, soit les arbres de

classification (ArCl), les *random forests* (RF) et les réseaux de neurones artificiels (RNA), lequel des deux biotypes de référence (neutre ou alcalin) peut potentiellement être présent à chaque site « test » advenant sa restauration. L'utilisation de modèles prédictifs a permis de palier à la faiblesse de l'approche écorégionale utilisée dans la première version de l'IDEC (Grenier *et al.*, 2006). Ceux-ci ont d'abord été utilisés pour identifier les variables environnementales qui permettent de discriminer les biotypes de référence, puis le biotype de référence associé à chaque site « test » a été identifié à partir des modèles les plus performants. Les trois modèles ont identifié les roches alcalines, les gneiss/paragneiss, les roches siliceuses et les roches carbonatées comme étant les groupes géologiques qui permettent de discriminer les biotypes de référence. Les modèles RF et RNA étaient les plus performants en validation; permettant, entre autres, des classifications respectives de 82 % et 87 % des sites à l'étude. Le RF et le RNA ont donné des résultats similaires en prédisant que seulement la partie des Basses-terres du Saint-Laurent localisée sur la rive nord de ce fleuve et quelques bassins versants localisés dans la partie sud-est de celui-ci, devraient avoir un biotype neutre à l'état naturel. Ces modèles ont été utilisés pour identifier le sous-indice de l'IDEC approprié à chaque site « test ».

Objectif 3. Redéfinir les limites des classes d'intégrité écologique de l'IDEC en fonction de seuils écologiques significatifs.

L'IDEC (Lavoie *et al.*, 2006) a été développé pour évaluer le niveau d'intégrité biologique des cours d'eau, en fonction de la différence de leur communauté de diatomées avec celles de leur biotype de référence spécifique (ACR), sur une échelle de 0 à 100. Cinq classes d'intégrité de largeur égale ont été créées. La réalisation du troisième objectif a permis de redéfinir les classes d'intégrité de l'IDEC afin qu'elles correspondent à des changements (seuils) écologiques significatifs se produisant dans les communautés de diatomées. Une nouvelle approche qui utilise les biotypes issus d'une méthode de classification, les cartes auto-organisatrices de Kohonen, a été développée pour déterminer les seuils entre les classes. Cette approche a permis de définir quatre classes d'intégrité par sous-indice qui correspondent à une différence maximale dans la composition des communautés de diatomées, probablement induite par les modifications des conditions environnementales.

Objectif 4. Intégrer l'indice biologique IDEC au système GIBSI (Gestion Intégrée par Bassin versant à l'aide d'un Système Informatisé).

La réalisation du quatrième objectif a permis : (i) de relier le niveau d'intégrité biologique (valeurs d'IDEC) aux sources de pollution physico-chimiques à l'aide de modèles statistiques (RF); puis (ii) d'intégrer ces modèles au système GIBSI afin de

simuler, à partir de la physico-chimie de l'eau modélisée par ce système, le niveau d'intégrité biologique associé à chaque site du bassin versant de la rivière Beaurivage au Québec. Les modèles RF développés pour chaque sous-indice (neutre et alcalin) étaient très performants lors du calage (ex. R^2 de 0,91 pour les deux modèles), mis à part une sous-estimation des valeurs faibles (très mauvaise intégrité) et une surestimation des valeurs élevées (très bonne intégrité) d'IDEC, et acceptables lors de la validation (une moyenne des R^2 de 0,58 pour le modèle alcalin et de 0,61 pour le modèle neutre). Les concentrations en azote et en phosphore ont contribué à expliquer près de 82 % de la relation entre la physico-chimie et les valeurs d'IDEC pour le modèle alcalin et près de 71 % pour le modèle neutre. La simulation des valeurs d'IDEC par GIBSI a également donné de bons résultats pour tous les critères de performance (ex. $R^2 = 0,84$). Le succès de cette prédiction était surtout relié à la capacité de GIBSI à bien simuler les concentrations en azote et en phosphore.

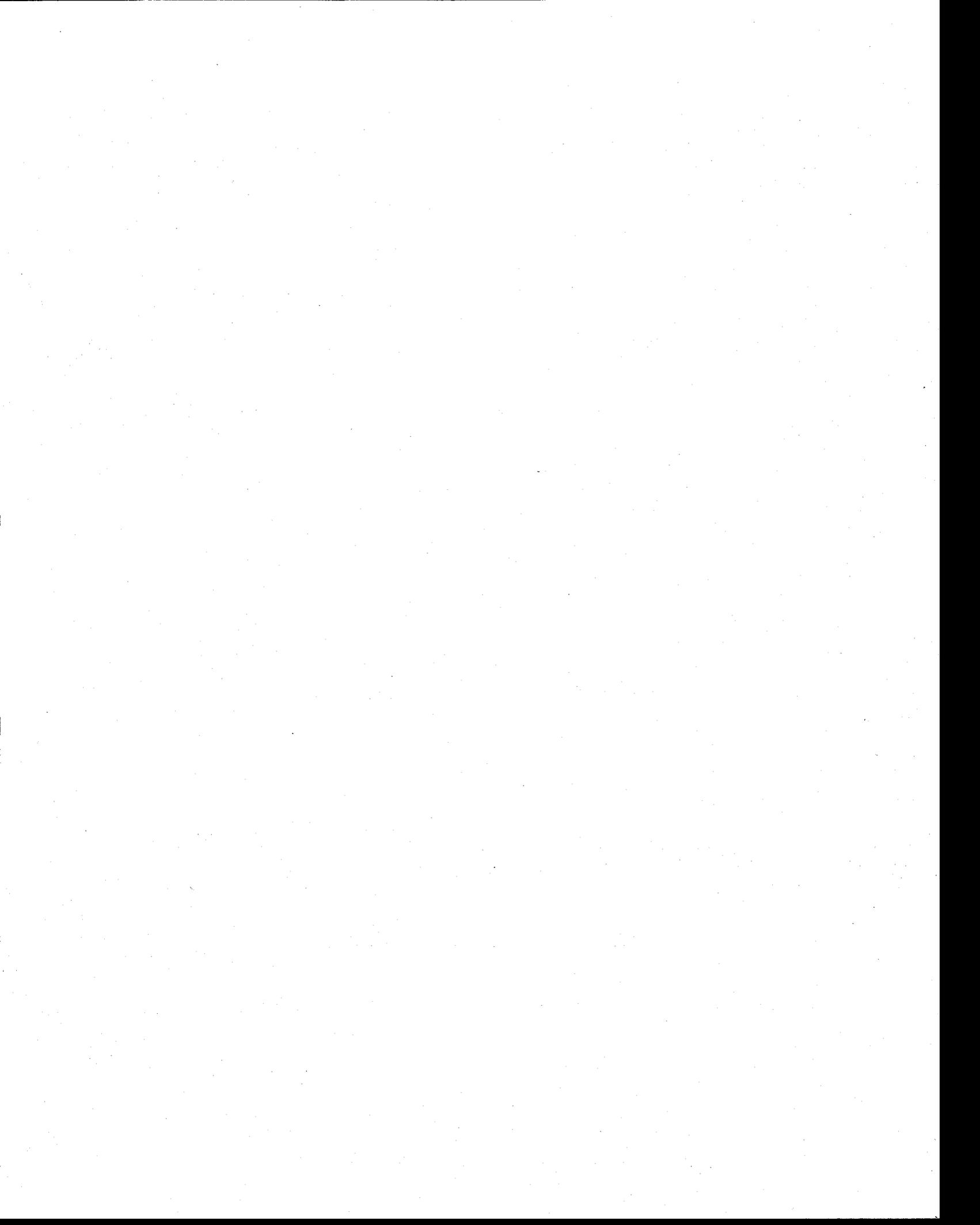
Objectif 5. Simuler de l'effet de pratiques de gestion bénéfiques sur l'intégrité biologique (valeurs de l'IDEC) à partir des variables physico-chimiques simulées par GIBSI.

La réalisation du cinquième objectif a permis d'évaluer l'effet de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) (conversion des terres en maïs et céréales en pâturage et foin (CC); ajout d'une bande riveraine de trois mètres (BR); conversion des terres en maïs et céréales en friche (CF)) et des apports ponctuels provenant de deux usines d'épuration

des eaux usées (absence de pollution diffuse) sur l'intégrité biologique, à l'embouchure de la rivière Beaurivage (sous-bassin de la rivière Chaudière), ainsi qu'en amont et en aval du Bras d'Henri, un de ses principaux affluents. La réduction des superficies agricoles, de 37 % à 22 % du territoire, sans cultures intensives (scénario CF), dans le bassin versant de la rivière Beaurivage était la seule PGB ayant produit une amélioration moyenne des valeurs d'IDEC suffisante pour améliorer significativement son intégrité biologique de la classe C (altérée) à la classe B (légèrement altérée). Une absence d'agriculture (pollution ponctuelle uniquement) dans la rivière Beaurivage a permis l'atteinte de conditions biologiques de référence (classe A). L'atteinte des conditions de référence semble possible avec une concentration en PT sous 0,04 mg/L, ce qui correspond à moins de 22 % de superficies agricoles, sans cultures intensives. Pour les deux sites du Bras d'Henri de classe D (sévèrement altérée), toutes les PGB, dont la réduction des superficies agricoles de 55 % à 31 % du territoire, sans cultures intensives (scénario CF), n'ont pas amélioré significativement son intégrité biologique, et ce, même si cette PGB a permis de diminuer de moitié les concentrations moyennes en PT et NT. Ces résultats suggèrent que les concentrations en nutriments n'atteignent pas un niveau de réduction suffisant pour permettre une récupération significative de l'intégrité biologique.

Avant-propos

Cette thèse se compose d'abord d'une problématique, d'une revue de la littérature et des objectifs de recherche qui en découlent. La suite de la thèse se divise en quatre chapitres répondant chacun à un objectif de recherche, sauf pour les objectifs 4 et 5 qui sont regroupés dans un même chapitre. Chaque chapitre se compose d'une méthode, des résultats et de la discussion des résultats. Le sommaire des contributions, la conclusion, les avenues de recherche, ainsi que la bibliographie et les annexes viennent ensuite.



Remerciements

Un doctorat est une aventure remplie de belles expériences, de réussites et d'embûches, mais à la fin on ne peut qu'en sortir grandi. Je dois cette réalisation à plein de gens qui y ont participé de près ou de loin.

D'abord un énorme merci à mon directeur de thèse, Alain N. Rousseau, sans qui la réalisation de tout cela n'aurait tout simplement pas été possible. Tu m'as fait confiance dès le début, malgré le fait que tu ne connaissais pas bien mes antécédents. Tu as toujours été disponible, de bon conseil et m'a permis de vivre des expériences mémorables comme mes congrès à Anchorage et Paris, ainsi que mon stage à Toulouse. Merci de tes encouragements et de ta bonne humeur! J'espère que nous aurons l'occasion de collaborer à nouveau ensemble, car travailler avec toi fut un grand plaisir!

Mille mercis à mon co-directeur de thèse, Stéphane Campeau, qui a été le grand instigateur et le maître d'orchestre, non seulement de mes travaux doctoraux, mais de l'ensemble de mes études supérieures. Je t'en suis très reconnaissante! Travailler avec toi m'a permis de me surpasser et de réaliser ce que je n'aurais jamais imaginé réaliser un jour, une thèse. Merci pour tout, je t'en dois beaucoup et j'ai grandement apprécié travailler avec toi! J'espère que ce n'est que partie remise.

Un merci bien spécial à Isabelle Lavoie qui m'a pris sous son aile dès ma maîtrise. Tu as été un mentor, une collaboratrice et plus important, une amie. Tu m'as guidé et a toujours été là pour plein de petites choses, toujours prête à rendre service sans attendre quoi que

ce soit en retour. Je n'oublierai jamais nos tournées d'échantillonnage, nos journées au microscope, les congrès et les voyages! Merci, tout simplement!

Je remercie Sovan Lek et son équipe de l'Université Paul-Sabatier (Toulouse) de m'avoir accueillie pour un séjour qui a été décisif dans la réalisation de ma thèse. En plus d'être instructif, ce séjour a été très agréable et enrichissant au plan personnel. Merci pour votre accueil chaleureux!

Gros merci à Lyne Pelletier et à ses collaborateurs du MDDEP, avec qui j'ai eu un grand plaisir à travailler. Vous m'avez accueillie dans votre équipe pour un court séjour qui a été très agréable et instructif. Lyne, garde ton enthousiasme et ta bonne humeur contagieuse!

Je remercie Marco Rodríguez (UQTR), Isabelle Laurion (INRS-ETE) et Chantal Vis (Parc Canada) pour votre intérêt porté à mes recherches. Votre participation à mon jury de thèse a été très appréciée. Un merci particulier à Marco Rodríguez pour ta collaboration et tes bons conseils.

Merci à tous les gens qui ont contribué à ma thèse de différentes façons : Sébastien Tremblay (INRS-ETE), Stéphane Savary (INRS-ETE), Brigitte Laberge (INRS-ETE), Julie Fortin (INRS-ETE), Kristin Muller (INRS-ETE), Sébastien Duval (INRS-ETE) et Marie-Andrée Fallu (GRIL).

Enfin, merci n'est pas un mot assez fort pour exprimer ma gratitude à mon conjoint Frédéric, qui m'a appuyée et accompagnée dans cette aventure. Merci à ma fille Daphné d'être un petit rayon de soleil qui m'a apporté de l'énergie et à ma famille pour son appui.

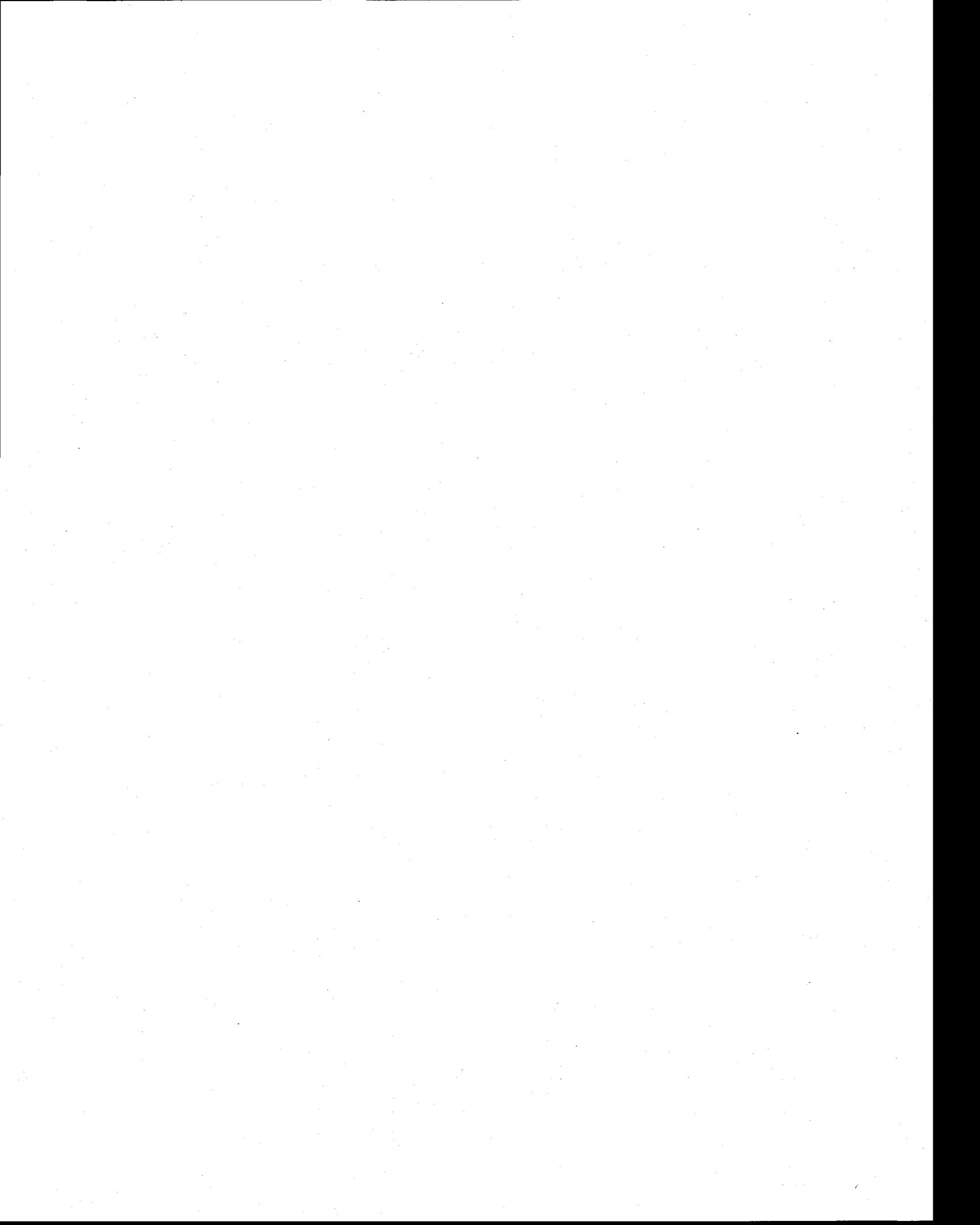
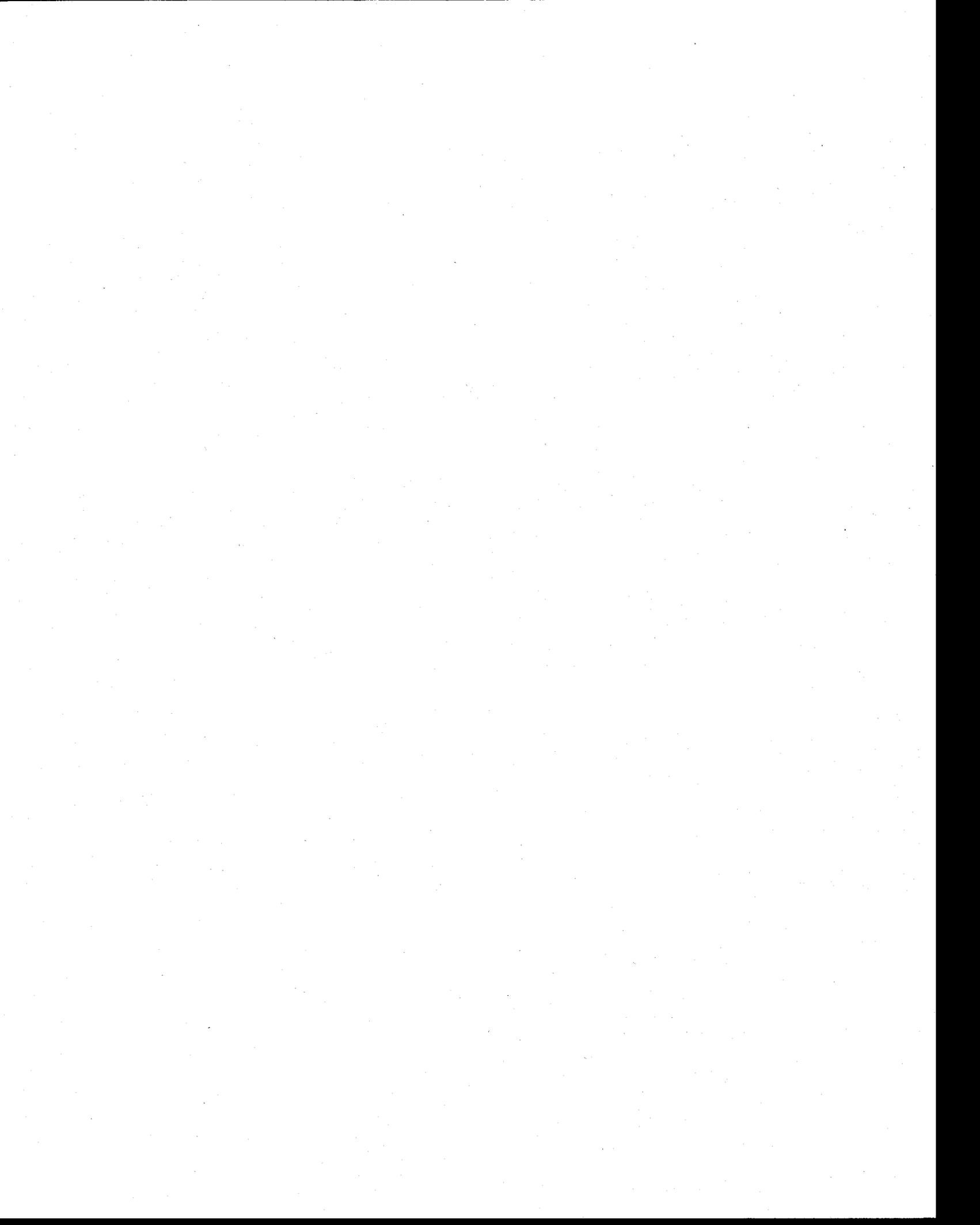


Table des matières

Liste des figures	xxi
Liste des tableaux.....	xxvii
Liste des acronymes.....	xxix
1. Problématique	1
2. Revue de la littérature : évaluation de l'intégrité biologique des écosystèmes	
aquatiques	7
2.1 Approche par Conditions de Référence (ACR).....	7
2.2 Bioindicateurs.....	10
2.2.1 Diatomées benthiques.....	12
2.2.1.1 Avantages des diatomées benthiques comme bioindicateur	14
2.2.1.2 Temps d'intégration de la physico-chimie.....	16
2.2.1.3 Facteurs environnementaux affectant les communautés de diatomées benthiques.....	18
2.2.1.4 Utilisation de la structure des communautés de diatomées benthiques pour la bioindication	33
2.2.2 Macroinvertébrés benthiques.....	36
2.2.2.1 Avantages des macroinvertébrés benthiques comme bioindicateur	37
2.2.2.2 Facteurs environnementaux affectant les communautés de macroinvertébrés benthiques	38
2.2.2.3 Utilisation des métriques et de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques pour la bioindication.....	45
2.3 Évaluation du niveau d'intégrité biologique à partir de l'ACR.....	47
2.3.1 Sélection des communautés (sites) de référence	49
2.3.2 Classification des communautés (sites) de référence en biotypes et sélection du biotype approprié à chaque site « test ».....	50
2.3.3 Outils d'évaluation de l'intégrité biologique.....	52
2.3.3.1 « outils-probabilistes »	55
2.3.3.2 « outils-gradients »	60
2.4 Diagnose des causes de la dégradation : GIBSI	68
3. Objectifs de l'étude	71
4. Identification et classification des communautés de macroinvertébrés benthiques de référence à partir des cartes auto-organisatrices de Kohonen et des analyses multivariées	75
4.1 Matériel et méthode	76
4.1.1 Territoire à l'étude et données disponibles.....	76
4.1.2 Démarche méthodologique.....	81
4.1.3 Analyses statistiques.....	84
4.1.4 Métriques et indices multimétriques	88

4.2 Résultats.....	89
4.2.1 Communautés de macroinvertébrés	89
4.2.2 Biotype typique de conditions légèrement impactées	98
4.2.3 Biotypes de référence	106
4.2.4 Comparaison des classifications <i>a priori</i> et <i>a posteriori</i>	111
4.3 Discussion.....	112
4.3.1 Biotypes.....	112
4.3.2 Comparaison des approches <i>a priori</i> et <i>a posteriori</i> pour la sélection des sites de référence.....	117
4.3.3 Propositions pour le développement d'un indice de suivi de l'intégrité biologique.....	122
5. Prédiction des biotypes de diatomées benthiques de référence des rivières du Québec à partir des arbres de classification, des <i>random forests</i> et des réseaux de neurones artificiels	127
5.1 Matériel et méthode	128
5.1.1 Territoire à l'étude et données disponibles.....	128
5.1.2 Modèles prédictifs	132
5.2 Résultats.....	139
5.3 Discussion.....	147
5.3.1 Classification des communautés (sites) de référence en biotypes et association d'un site « test » au biotype de référence approprié.....	147
5.3.2 Facteurs environnementaux permettant la différenciation des biotypes de référence.....	149
5.3.3 Modèles prédictifs	151
5.3.4 Développement d'une nouvelle version de l'IDEC.....	154
6. Redéfinition des limites des classes d'intégrité écologique de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) en fonction de seuils écologiques significatifs	157
6.1 Matériel et méthode	158
6.1.1 Territoire à l'étude et données disponibles.....	158
6.1.2 Analyses statistiques.....	161
6.2 Résultats.....	165
6.2.1 Communautés de diatomées et biotypes.....	165
6.2.2 Gradients de l'IDEC	166
6.2.3 Les seuils entre les classes biologiques	168
6.2.4 Description des classes	172
6.3 Discussion.....	175
6.3.1 Évaluation du niveau d'intégrité biologique	175
6.3.2 Délimitation des seuils entre les classes d'intégrité biologique	176
6.3.3 Composition des classes d'intégrité biologique	178
6.3.4 Seuils écologiques et biocritères	179

7. Intégration de l'IDEC dans GIBSI et simulation de l'impact de pratiques de gestion bénéfiques sur l'intégrité biologique des cours d'eau	183
7.1 Matériel et méthode	183
7.1.1 Développement des modèles de prédiction des valeurs d'IDEC.....	183
7.1.1.1 Territoire à l'étude et données disponibles	184
7.1.1.2 Modèles statistiques	187
7.1.2 Prédiction des valeurs d'IDEC par GIBSI.....	189
7.1.2.1 Territoire à l'étude	190
7.1.2.2 Évaluation de la performance de GIBSI à prédire la physico-chimie de l'eau et les valeurs d'IDEC.....	192
7.1.3 Simuler l'impact de PGB sur les valeurs d'IDEC à partir de GIBSI	194
7.2 Résultats.....	199
7.2.1 Développement des modèles de prédiction des valeurs d'IDEC.....	199
7.2.2 Prédiction des valeurs d'IDEC par GIBSI.....	203
7.2.3 Simuler l'impact de PGB sur les valeurs d'IDEC à partir de GIBSI	208
7.3 Discussion.....	216
7.3.1 Pourquoi et comment intégrer l'IDEC à GIBSI ?	216
7.3.2 Développement des modèles de prédiction des valeurs d'IDEC.....	218
7.3.3 Prédiction des valeurs d'IDEC par GIBSI.....	221
7.3.4 Simuler l'impact de PGB sur les valeurs d'IDEC à partir de GIBSI	222
8. Sommaire des contributions, conclusion et avenues de recherche	233
8.1 Sommaire des contributions et conclusion	233
8.2 Avenues de recherche	239
9. Bibliographie	247
Annexe I : Description détaillée des territoires à l'étude.....	271
Annexe II : Description détaillée des méthodes statistiques utilisées.....	275
Annexe III : Annexe du chapitre 4.....	285
Annexe IV : Sites d'échantillonnage des chapitres 5 à 7.....	293
Annexe V : Prédiction du biotype de référence par les modèles RNA, RF et ArCl.....	297
Annexe VI : Valeurs et classes d'IDEC (version 1.2) pour les échantillons prélevés en 2002, 2003, 2005 et 2006	303
Annexe VII : Caractéristiques physico-chimiques des rejets des usines d'épuration des eaux usées du bassin versant de la rivière Beaurivage.....	309



Liste des figures

Figure 2.1 : Classes d'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques	9
Figure 2.2 : Représentation schématique du « bon état » d'une masse d'eau selon la Directive Cadre Européenne sur l'eau.	10
Figure 2.3 : Frustules de diatomées (a) pennée et (b) centrale grossies à 1250X au microscope.	13
Figure 2.4 : Représentation schématique de l'application de l'Hypothèse de Perturbation Intermédiaire sur les communautés de diatomées benthiques.	35
Figure 2.5 : Représentation schématique de l'application de l'Hypothèse de Perturbation Intermédiaire sur les communautés de macroinvertébrés benthiques.	46
Figure 2.6 : Représentation schématique des étapes de l'ACR.	48
Figure 2.7 : Distribution des ratios O/A (communautés observées/attendues) pour 88 sites de référence dans AusRivAS.	56
Figure 2.8 : Exemple d'une ordination BEAST.....	58
Figure 2.9 : Exemple d'un TSA démontrant la distribution des valeurs du pourcentage de <i>Chironomidae</i> des sites de référence et la signification des seuils entre les classes d'intégrité biologique.....	59
Figure 2.10 : Approche utilisée pour définir les classes biologiques pour l'IBD et l'IPS.....	63
Figure 2.11 : Illustration des cinq classes d'intégrité biologique utilisées pour la première version de l'IDEC.....	67
Figure 2.12 : Représentation schématique de GIBSI.....	70
Figure 3.1 : Représentation schématique des quatre objectifs spécifiques réalisés dans cette étude afin d'intégrer à GIBSI un module permettant de prédire le niveau d'intégrité biologique.	71
Figure 4.1 : Représentation schématique des quatre objectifs spécifiques réalisés dans cette étude afin d'intégrer à GIBSI un module permettant de prédire le niveau d'intégrité biologique. L'objectif 1 est réalisé dans ce chapitre (mis en évidence dans la figure).	75

Figure 4.2 : Localisation des sites d'échantillonnage des communautés de macroinvertébrés de 2003 à 2005.	77
Figure 4.3 : Représentation schématique des étapes suivies pour déterminer les communautés (sites) et les biotypes de macroinvertébrés benthiques de référence.....	84
Figure 4.4 : Représentation des six biotypes de macroinvertébrés formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (CAK)..	90
Figure 4.5 : (a) Analyse des correspondances (AC) représentant la position des échantillons et des biotypes (axes 1 et 2). (b) Analyse des correspondances (AC) représentant la position des indices IMIBWVF, ASPT et FBI, et autres métriques, par rapport aux échantillons et aux biotypes (axes 1 et 2)..	92
Figure 4.6 : Analyse canonique des correspondances (ACC) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives (axes 1 et 2).	93
Figure 4.7 : Boîtes à moustache représentant les variables environnementales, et les variables physico-chimiques corrélées, ayant une influence significative sur les communautés de macroinvertébrés en toutes conditions.....	95
Figure 4.8 : Représentation des quatre biotypes de macroinvertébrés peu ou pas altérés formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (CAK).....	98
Figure 4.9 : (a) Analyse des correspondances (AC) représentant la position des échantillons et des biotypes en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 2). (b) Analyse des correspondances (AC) représentant la position des indices IMIBWVF, ASPT et FBI, et autres métriques, par rapport aux échantillons et aux biotypes (axes 1 et 2)..	100
Figure 4.10 : Analyse de redondance (AR) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 2).....	101
Figure 4.11 : Boîtes à moustache représentant les variables environnementales, et les variables physico-chimiques corrélées, ayant une influence significative sur les communautés de macroinvertébrés en conditions légèrement altérées et de référence.....	103

Figure 4.12 : (a) Analyse des correspondances (AC) représentant la position des échantillons et des biotypes en conditions de référence (axes 1 et 2). (b) Analyse des correspondances (AC) représentant la position des indices IMIBWVF, ASPT et FBI, et autres métriques, par rapport aux échantillons et aux biotypes (axes 1 et 2).	107
Figure 4.13 : Analyse de redondance (AR) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives en conditions de référence (axes 1 et 2).....	108
Figure 5.1 : Représentation schématique des quatre objectifs spécifiques réalisés dans cette étude afin d'intégrer à GIBSI un module permettant de prédire le niveau d'intégrité biologique. L'objectif 2 est réalisé dans ce chapitre (mis en évidence dans la figure).	128
Figure 5.2 : Sites d'échantillonnage altérés et de référence localisés dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada).	129
Figure 5.3 : Boîtes à moustache représentant les valeurs des variables physico-chimiques par biotype de diatomées de référence.	131
Figure 5.4 : Représentation schématique de la procédure utilisée pour : (a) caler les modèles prédictifs; (b) valider les modèles prédictifs; (c) utiliser les modèles calés pour sélectionner le biotype de référence approprié à chaque site « test ».	134
Figure 5.5 : Représentation schématique de l'optimisation du modèle RNA en fonction du nombre de nœuds dans la couche intermédiaire et du nombre d'itérations afin d'éviter le surentraînement du modèle.	137
Figure 5.6 : (a) ArCl entier et élagué utilisés pour prédire les biotypes de référence diatomées. (b) Nuage de points représentant les valeurs pour les roches argileuses et siliceuses utilisées par l'ArCl élagué pour discriminer les biotypes alcalin et neutre.....	140
Figure 5.7 : Contribution des variables environnementales pour calé le RF.	141
Figure 5.8 : Contribution des variables environnementales pour : (a) le RNA basé sur 50 analyses de sensibilité; (b) le RNA.	142
Figure 5.9 : Biotypes de diatomées de référence prédits par l'ArCl élagué.	145
Figure 5.10 : Biotypes de diatomées de référence prédits par le RF.	146
Figure 5.11 : Biotypes de diatomées de référence prédits par le RNA.....	146

Figure 5.12 : Différence entre les biotypes de diatomées prédits par les modèles RF et RNA.....	147
Figure 6.1 : Représentation schématique des quatre objectifs spécifiques réalisés dans cette étude afin d'intégrer à GIBSI un module permettant de prédire le niveau d'intégrité biologique. L'objectif 3 est réalisé dans ce chapitre (mis en évidence dans la figure).	158
Figure 6.2 : Sites d'échantillonnage localisés dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada) utilisés pour développer l'IDEC (version 1.2)..	159
Figure 6.3 : Représentation schématique de la procédure utilisée pour définir les limites des classes d'intégrité écologique de l'IDEC (version 1.2) en fonction de seuils écologiques significatifs.	161
Figure 6.4 : Carte auto-organisatrice de Kohonen (CAK) démontrant : (a) les sept biotypes de diatomées formés pour l'indice alcalin; (b) les quatre biotypes de diatomées formés pour l'indice neutre de l'IDEC (version 1.2).	166
Figure 6.5 : Analyse des correspondances (AC) pour les échantillons inclus dans le développement : (a) du sous-indice alcalin; (c) du sous-indice neutre de l'IDEC (version 1.2). Analyse canonique des correspondances (ACC) pour les échantillons inclus dans le développement : (b) du sous-indice alcalin; (d) du sous-indice neutre de l'IDEC (version 1.2).	167
Figure 6.6 : Distribution des valeurs d'IDEC pour les sous-indices (a) alcalin et (b) neutre pour chaque biotype de l'IDEC (version 1.2).	169
Figure 6.7 : Courbes de distribution normale des valeurs d'indice pour les sous-indices (a) alcalin et (b) neutre pour chaque biotype de l'IDEC (version 1.2)..	171
Figure 6.8 : Boîte à moustache démontrant la variabilité dans les propriétés physiques et chimiques pour chaque classe des sous-indices (a) alcalin et (b) neutre de l'IDEC (version 1.2).	174
Figure 7.1 : Représentation schématique des quatre objectifs spécifiques réalisés dans cette étude afin d'intégrer à GIBSI un module permettant de prédire le niveau d'intégrité biologique. Les objectifs 4 et 5 sont réalisés dans ce chapitre (mis en évidence dans la figure).....	184
Figure 7.2 : Sites d'échantillonnage localisés dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada) utilisés pour développer la version 1.2 de l'IDEC.	185

Figure 7.3 : Représentation schématique de la procédure utilisée pour : (a) caler les modèles prédictifs; (b) valider les modèles prédictifs pour prédire les valeurs d'IDEC (version 1.2) à partir de la physico-chimie prélevée <i>in situ</i>	188
Figure 7.4 : Sites d'échantillonnage localisés dans le bassin versant de la rivière Beaurivage utilisés pour tester la capacité prédictive (physico-chimie et valeurs d'IDEC (version 1.2)) de GIBSI et localisation des usines d'épuration des eaux usées.....	191
Figure 7.5 : Représentation schématique de la procédure utilisée pour évaluer la performance de GIBSI pour prédire les valeurs physico-chimiques et d'IDEC (version 1.2).....	193
Figure 7.6 : Représentation schématique de la procédure utilisée pour simuler l'impact de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) sur les valeurs d'IDEC (version 1.2).....	198
Figure 7.7 : Contribution (%) des variables physico-chimiques aux modèles RF (neutre et alcalin) permettant de prédire les valeurs d'IDEC (version 1.2). 200	200
Figure 7.8 : Corrélation entre les valeurs d'IDEC (version 1.2) mesurées et prédites en calage pour les sous-indices (a) alcalin et (b) neutre. Diagramme de distribution des résidus pour les sous-indices (c) alcalin et (d) neutre.	202
Figure 7.9 : Performance de GIBSI pour la prédiction des valeurs d'IDEC de 19 échantillons provenant de sept sites du bassin versant de la rivière Beaurivage.	204
Figure 7.10 : Distribution des valeurs d'IDEC simulées par GIBSI pour les rivières : (a) Beaurivage (aval) et Bras d'Henri : (b) amont; (c) aval, pour les scénarios de base, PGB et de pollution ponctuelle.	213
Figure 7.11 : Boîtes à moustache représentant les valeurs physico-chimiques associées aux valeurs d'IDEC simulées par GIBSI pour les scénarios de base, PGB et de pollution ponctuelle pour les rivières Beaurivage (aval) et Bras d'Henri (amont et aval).	214
Figure 7.12 : Distribution des valeurs physico-chimiques associées aux valeurs d'IDEC simulées par GIBSI pour les scénarios de base, PGB et de pollution ponctuelle en aval de la rivière Beaurivage.	215



Liste des tableaux

Tableau 4.1 : Familles indicatrices des différents niveaux de différenciation des six biotypes de macroinvertébrés formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (CAK).	97
Tableau 4.2 : Familles indicatrices des différents niveaux de différenciation des quatre biotypes peu ou pas altérés de macroinvertébrés formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (CAK).	105
Tableau 5.1 : Performance de tous les modèles pour discriminer les biotypes de diatomées de référence alcalin et neutre.	144
Tableau 6.1 : Taxons de diatomées les plus indicateurs de chaque classe des sous-indices alcalin et neutre de l'IDEC (version 1.2).	173
Tableau 7.1 : Classes d'IDEC (version 1.2)	186
Tableau 7.2 : Échantillons dont les valeurs physico-chimiques et d'IDEC (version 1.2) ont été prédites par GIBSI.	194
Tableau 7.3 : Utilisation du sol de l'année 2002 en amont des sites de la rivière Beaurivage (aval) et du Bras d'Henri (amont et aval) en fonction des scénarios de base, CC et CF.	197
Tableau 7.4 : Performance en calage et en validation des modèles RF (sous-indice neutre et alcalin) pour prédire les valeurs d'IDEC (version 1.2).....	203
Tableau 7.5 : Performance de GIBSI pour la prédiction des valeurs d'IDEC (version 1.2) de 19 échantillons provenant de sept sites du bassin versant de la rivière Beaurivage.....	204
Tableau 7.6 : Valeurs physico-chimiques et d'IDEC (version 1.2) prédites par GIBSI de 19 échantillons provenant de sept sites du bassin versant de la rivière Beaurivage.	206
Tableau 7.7 : Valeurs moyennes d'IDEC (version 1.2) prédites par GIBSI pour les scénarios PGB et de base pour les rivières Beaurivage (aval) et Bras d'Henri (amont et aval).....	211
Tableau 9.1 : Valeurs minimales, maximales, médianes et moyennes pour la physico-chimie des cours d'eau de la Plaine du moyen Saint-Laurent et des Plateaux d'Estrie-Beauce (Québec, Canada).	272

Tableau 9.2 : Valeurs médianes, premier et troisième quartiles pour la physico-chimie des cours d'eau des trois écorégions du Québec méridional (Québec, Canada). 274

Liste des acronymes

AAC : Agriculture et Agroalimentaire Canada
AC : Analyse des correspondances
ACC : Analyse canonique des correspondances
ACR : Approche par Conditions de Référence
ACRD : Analyse des correspondances redressées
AD : Analyse discriminante
AGNPS : *AGricultural NonPoint Source*
AP : Appalaches
AR : Analyse de redondance
ArCl : Arbre de classification
ASPT : *Average Score Per Taxon*
AusRivAS : *Australian River Assessment System*
BDTQ : Base de données topographiques du Québec
BEAST : *BEnthic Assessment of SedimenT system*
BR : Implantation d'une bande riveraine de trois mètres
BT : Basses-terres du Saint-Laurent
CAK : Carte auto-organisatrice de Kohonen
CC : Conversion des cultures en maïs et céréales en pâturage et foin
CF : Conversion des terres en maïs et céréales en friche
CIC : Canards Illimités Canada
COD : Carbone organique dissous
CON : Conductivité spécifique
CWAP : *Clean Water Action Plan*
DCE : Directive Cadre Européenne sur l'eau
EPAWV : *Environmental Protection Agency* de l'état de la Virginie de l'Ouest
EPT : *Ephemeroptera/Plecoptera/Tricoptera*
FBI : Indice Hilsenhoff
GIBSI : Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé
GIEBV : Gestion intégrée de l'eau par bassin versant
GREAU : Groupe de recherche sur l'Écologie Aquatique de l'UQÀM
IBD : Indice Biologique Diatomées
IBGN : Indice Biologique Général Normalisé
IBI : *Index of Biotic Integrity*
IDEC : Indice Diatomées de l'Est du Canada
IMBWVf : Indice multimétrique *West Virginia* modifié
INRS : Institut National de la Recherche Scientifique
IPS : Indice de Polluo-sensibilité Spécifique
LBV-UQTR : Laboratoire de recherche sur les bassins versants de l'UQTR
MAPAQ : Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDEP : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
NH3 : Azote ammoniacal
MRNF : Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec
NMDS : *Non-metric Multidimensional Scaling*

NT : Azote total
O2 : Oxygène dissous
PBC : Pourcentage de bonne classification
PGB : Pratiques de gestion bénéfique
PPMR : Procédure de Permutation Multiréponse
PT : Phosphore total
R² : Coefficient de détermination
RBP : *Rapid Bioassessment Protocols*
RF : *Random forests*
RIVPACS : *River InVertebrate Prediction And Classification System*
RMSE : La racine carrée de la moyenne de la somme des erreurs au carrée
RNA : Réseaux de neurones artificiels
SCF : Service canadien de la faune
SIG : Système d'information géographique
SLA : Indice Sladeczek
SS : Solide en suspension
SWAT : *Soil and Water Assessment Tool*
TDI : *Trophic Diatom Index*
TEMP : Température
TSA : *Test Site Analysis systems*
TUR : Turbidité
TWINSpan : *Two-Way Indicator SPecies ANalysis*
UPGMA : *Unweighted Pair-Group Mean arithmetic Averaging*
UQÀM : Université du Québec à Montréal
UQTR : Université du Québec à Trois-Rivières
USEPA : Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis

1. Problématique

Le respect de l'intégrité écologique des cours d'eau est devenu une préoccupation mondiale. Ce principe est de plus en plus intégré au cœur des politiques environnementales, telles que le *Clean Water Action Plan* (CWAP, 1998) aux États-Unis et la *Directive Cadre Européenne sur l'eau* (DCE; Commission européenne, 2000). À la fin des années 1970, le CWAP stipulait que les états américains « ...doivent restaurer et maintenir l'intégrité chimique, physique et biologique des eaux de la nation» (CWAP, 1998). En 2000, la DCE exige à ses états membres d'atteindre, d'ici 2015, un «bon état général» pour les eaux souterraines et les eaux superficielles, y compris les eaux côtières.

En 2002, le gouvernement du Québec adopte une *Politique nationale de l'eau* (MENV, 2002). Cette politique souligne l'importance d'améliorer l'efficacité de l'intervention en matière de dépollution des cours d'eau en privilégiant, entre autres, la mise en place de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant (GIEBV). Adoptée en 2006, la Loi 118 sur le développement durable (Éditeur officiel du Québec, 2006), stipule que tout développement ou activité au Québec doit être réalisé dans le «respect de la capacité de support des écosystèmes». Finalement, en 2009, l'adoption de la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection* (ci-après, loi sur l'eau) est venue concrétiser la révision du cadre juridique concernant l'eau et la mise en place de la gestion par bassin versant (Assemblée nationale, 2009; Rousseau, 2008). Ainsi, l'eau de surface ou souterraine est une ressource collective du

patrimoine commun et, selon un recours de nature civile, elle institue que le procureur général peut exiger la réparation de tout préjudice écologique encouru par la ressource (ex. une remise en état ou le versement d'une indemnité financière).

Au Canada, l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales (INENA), un projet de quatre ans (2004-2008) mené conjointement par Environnement Canada (EC) et Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), avait pour but, entre autres, d'établir des normes de performance environnementale scientifiquement valables, non réglementaires et uniformes sur le plan national, visant à réduire les risques associés à l'agriculture et à améliorer la gestion de l'environnement. Des normes de performance environnementale provisoires ont été élaborées pour quatre thèmes : l'air, la biodiversité, les pesticides et l'eau. Pour le thème de l'eau, des normes pour les nutriments, les sédiments, les pathogènes et les écoulements d'eau qui sont scientifiquement crédibles ont été adoptées pour les différentes régions du Canada, dans le but de favoriser le maintien ou la restauration de l'eau dans les régions agricoles (Chambers *et al.*, 2008). Des normes ont notamment été adoptées pour protéger l'eau de surface contre l'apport excessif de nutriments causant l'eutrophisation ou la toxicité des nitrates, en évaluant, entre autres, leurs effets sur les communautés biologiques.

La mise en œuvre de ces législations et l'établissement de normes environnementales a eu pour effet d'initier le **développement d'outils de gestion permettant de rendre compte de l'état de l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques, d'identifier des objectifs de restauration et d'effectuer le suivi des interventions**. Au Québec, le développement d'outils de gestion fiables, notamment pour le suivi de la **pollution**

diffuse agricole, représente un enjeu important, puisque la Politique nationale de l'eau et la Loi 118 visent, entre autres, à intensifier l'assainissement agricole.

Suivant les exigences de la DCE et du CWAP, l'évaluation de l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques doit s'effectuer en comparant les conditions écologiques actuelles d'un écosystème avec ses conditions de référence, donc en utilisant *l'Approche par Conditions de Référence* (ACR). Un site de référence devrait idéalement correspondre à l'état naturel d'un écosystème (*pristine or minimally disturbed condition*), c'est-à-dire l'état qui prévalait avant l'intensification des activités humaines.

Les organismes vivants sont essentiels à l'évaluation de l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques, car ils permettent d'intégrer, sur une certaine période de temps, l'ensemble des caractéristiques de leur habitat et d'évaluer leurs effets sur les écosystèmes. L'utilisation de plusieurs organismes aquatiques permet d'intégrer différentes échelles spatio-temporelles en raison du cycle de vie, de la physiologie et de la mobilité variable des organismes utilisés. Les diatomées benthiques (algues microscopiques vivant attachées aux substrats), les macroinvertébrés benthiques (insectes vivant sur le fond des cours d'eau) et les poissons sont les organismes les plus souvent utilisés pour le suivi biologique des écosystèmes aquatiques et recommandés par la DCE et l'Agence de Protection de l'Environnement américaine (USEPA; Gibson *et al.*, 1996). Les diatomées sont d'excellents bioindicateurs, car elles sont parmi les premiers organismes à répondre aux changements environnementaux et elles intègrent les variations physico-chimiques de l'eau sur une période de temps d'environ un mois

(Lavoie *et al.*, 2008a). Les macroinvertébrés benthiques intègrent les variations de leur habitat physique et physico-chimique à moyen terme, car la plupart des espèces ont un cycle de vie complexe d'environ un an. Les poissons sont au sommet de la chaîne alimentaire. Puisqu'ils vivent longtemps et se déplacent dans le réseau hydrographique, ils sont de bons intégrateurs de leur habitat physique et physico-chimique dans le temps et l'espace.

Des outils de gestion permettant d'évaluer l'intégrité biologique des écosystèmes aquatiques ont été développés en se basant sur l'ACR. Parmi ces outils, on compte le *River InVertebrate Prediction And Classification System* (RIVPACS; Wright *et al.*, 1984) et ses dérivés (AusRivAS; Davies, 1994 et BEAST; Reynoldson *et al.*, 1995). Au Québec, les biotypes de diatomées de référence et les facteurs environnementaux qui les contrôlent ont été identifiés par Grenier *et al.* (2006). Ces biotypes ont ensuite été utilisés pour développer un indice basé sur la structure des communautés de diatomées, soit l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC; Lavoie *et al.*, 2006).

Par ailleurs, il existe des systèmes de modélisation hydrologique qui permettent d'évaluer l'impact de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) agricoles sur la quantité et la qualité de l'eau d'un bassin versant. À titre d'exemples, on dénombre les modèles AGNPS (*AGricultural NonPoint Source*) (Young *et al.*, 1995), SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) (Fulcher *et al.*, 2005) et, au Québec, GIBSI (Gestion intégrée des Bassins versants à l'aide d'un système informatisé) (Quilbé et Rousseau, 2007; Rousseau *et al.*, 2000, 2005). Ces systèmes modélisent les principaux processus

hydrologiques et physico-chimiques qui influencent l'évolution quantitative et qualitative des eaux de surface d'un bassin versant. Or, ce qui importe ultimement pour évaluer l'intégrité écologique d'un écosystème ce ne sont pas les concentrations ou les valeurs physico-chimiques, mais plutôt leurs effets sur les communautés biologiques.

Actuellement, aucun système de modélisation hydrologique ne permet de simuler l'impact de changements environnementaux sur l'intégrité des communautés biologiques. Intégrer un outil de gestion basé sur l'ACR (ex. IDEC) à GIBSI permettrait, entre autres, d'évaluer l'impact de PGB sur l'intégrité biologique des cours d'eau.



2. Revue de la littérature : évaluation de l'intégrité biologique des écosystèmes aquatiques

La revue de littérature traite : (i) de l'ACR; (ii) du suivi biologique des écosystèmes aquatiques et des bioindicateurs, en accordant une attention particulière aux diatomées et aux macroinvertébrés benthiques qui ont été utilisés dans cette étude; (iii) des outils permettant d'évaluer l'intégrité biologique développés à partir de l'ACR; (iv) de GIBSI, le système de Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé.

2.1 Approche par Conditions de Référence (ACR)

Suivant les exigences de la DCE et du CWAP, l'évaluation du niveau d'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques doit s'effectuer en comparant les conditions écologiques actuelles d'un écosystème avec ses conditions de référence. Ces exigences s'inspirent de l'ACR dans laquelle un site « test » (conditions écologiques actuelles) est comparé à un groupe approprié de sites de référence caractérisant les conditions naturelles de cette région (ex. Wright *et al.*, 2000). En d'autres mots, en sachant ce à quoi un écosystème devrait ressembler à l'état naturel, nous pouvons déterminer dans quelle mesure les activités anthropiques l'ont altéré (Hawkins *et al.*, 2000). L'ACR est inspirée de la définition donnée par Karr et Dudley (1981) : « l'intégrité écologique est la capacité d'un écosystème à supporter et maintenir une communauté d'organismes balancée,

intégrée et adaptative ayant une composition d'espèces diversifiée, fonctionnelle et organisée comparable à une communauté similaire dans un écosystème non perturbé ». La DCE a proposé une définition « pratique » de l'intégrité écologique qu'elle nomme : « le bon état écologique ». Cet état ne correspond pas à une intégrité parfaite présente en l'absence de perturbations (conditions de référence : très bon état écologique), mais plutôt à un écosystème qui a subi une altération acceptable. La définition du « bon état » et du niveau d'intégrité écologique requiert l'identification préalable des conditions de référence.

L'état de référence devrait idéalement correspondre à l'état naturel d'un écosystème (*pristine or minimally disturbed conditions*). Cet état non altéré est rarement rencontré dans certaines régions fortement perturbées par l'urbanisation, l'industrialisation et l'agriculture, comme c'est le cas dans la vallée du Saint-Laurent au Québec. Une alternative consiste à déterminer des objectifs de restauration en utilisant comme référence les écosystèmes actuels les moins altérés (*near-natural conditions or least disturbed conditions*) d'une région qui tiennent compte du fait que l'homme est désormais une composante des écosystèmes (Gibson *et al.*, 1996). Les conditions de référence optimales (*best attainable conditions*) tiennent compte des contraintes sociales, économiques et réglementaires. Le « bon état » est qualifié de conditions optimales. Les écosystèmes actuels les moins altérés seront considérés à titre de communautés de référence dans cette étude (Gibson *et al.*, 1996). La comparaison entre les conditions de référence et les conditions actuelles permet la définition de différents niveaux (cotes)

d'intégrité souvent regroupées en classes. Le niveau inférieur représente les conditions les plus altérées, alors que le niveau supérieur représente l'état de référence (Figure 2.1).

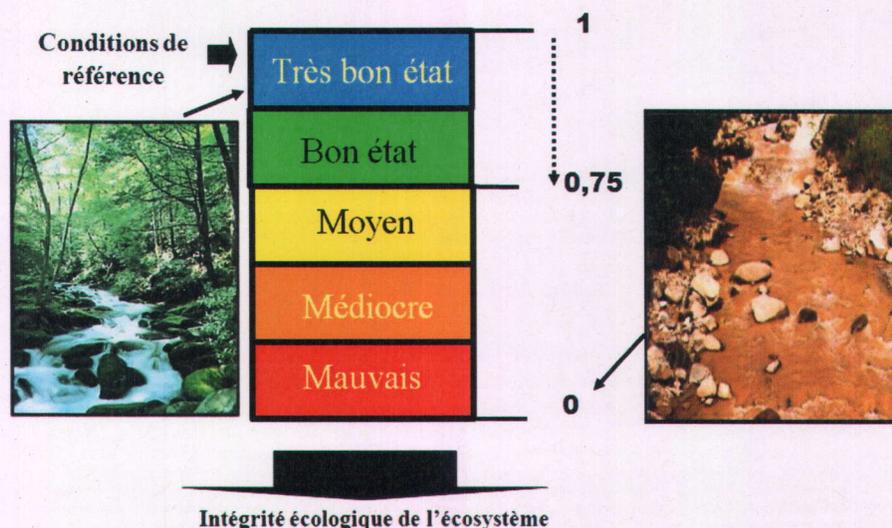


Figure 2.1 : Classes d'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques.

Selon la DCE, l'évaluation de l'intégrité écologique des eaux superficielles dépend des états hydromorphologique, physico-chimique et biologique des écosystèmes aquatiques (Figure 2.2). L'état hydromorphologique est défini selon le régime hydrologique (ex. la quantité et la dynamique du débit), la continuité de la rivière (ex. obstacles tels un moulin ou un barrage) et les conditions morphologiques (ex. vitesse de courant, état des rives, etc.). L'état physico-chimique réfère aux paramètres généraux tels la température de l'eau, le bilan d'oxygène (ex. variations journalières des concentrations), le pH, la concentration en nutriments, etc. L'état biologique est défini selon les trois niveaux de la chaîne alimentaire, soit les algues microscopiques (le phytoplancton et le phytobenthos, dont les diatomées), les macrophytes, les macroinvertébrés benthiques et les poissons (ichtyofaune).

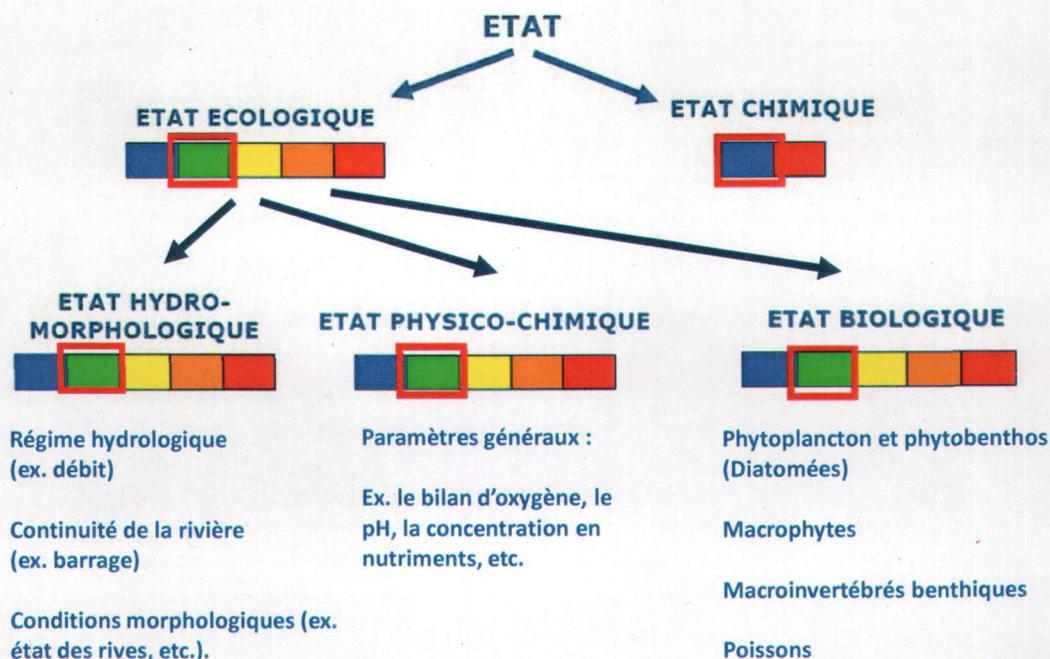


Figure 2.2 : Représentation schématique du « bon état » d'une masse d'eau selon la Directive Cadre Européenne sur l'eau.

2.2 Bioindicateurs

Les organismes vivants sont essentiels à l'évaluation de l'intégrité des écosystèmes aquatiques, car ils permettent d'intégrer les caractéristiques de leur habitat physico-chimique et hydromorphologique dans le temps et l'espace. L'habitat conditionne la structure et la diversité des organismes aquatiques dont l'équilibre conditionne, à son tour, le maintien des processus écologiques et, ultimement, l'équilibre des réseaux trophiques (Harper *et al.*, 2000). Il est donc essentiel de comprendre comment cet environnement influence la vie aquatique et la façon dont celle-ci répond à son altération. La structure des communautés naturelles est modifiée par les perturbations dans

l'environnement et le degré des changements dans les communautés peut être utilisé pour évaluer l'intensité des stress environnementaux (Bailey *et al.*, 2004). L'utilisation de plusieurs organismes aquatiques permet d'intégrer différentes échelles spatio-temporelles en raison du cycle de vie, de la physiologie et de la mobilité variables des organismes utilisés (Pan *et al.*, 2000).

Parmi ceux-ci, les diatomées benthiques, les macroinvertébrés benthiques et les poissons sont les organismes les plus souvent utilisés pour le biosuivi et recommandés par la DCE et l'USEPA (Gibson *et al.*, 1996). De nombreux indices biotiques ont été développés à partir de ces organismes afin d'évaluer le niveau d'intégrité biologique des écosystèmes aquatiques, dont plusieurs sont décrits à la section 2.3.3. La biomasse, la structure et la diversité des macrophytes (ex. Simboura *et al.*, 2005; Bradec et Szoszkiewicz, 2006), du phytoplancton (ex. Hambrook, 2002; Chambers *et al.*, 2008) et du périphyton (ex. Cattaneo, 1997; Chételat *et al.*, 1999; Chambers *et al.*, 2008; Liboriussen et Jappesen, 2009) sont également utilisés pour le biosuivi. Des indices biotiques ont également été développés à partir de ceux-ci (ex. Hill *et al.*, 2000; Orfanidis *et al.*, 2001; Meilinger *et al.*, 2005; Lacouture *et al.*, 2006; Margherita *et al.*, 2009).

Dans cette étude, l'intégrité biologique des rivières du Québec a été évaluée à partir des communautés de diatomées et de macroinvertébrés benthiques en suivant l'ACR. Les bioindicateurs diatomées et macroinvertébrés, ainsi que les différentes étapes et outils développés pour évaluer le niveau d'intégrité biologique (indices biotiques) d'un site sont détaillés dans les prochaines sections.

2.2.1 Diatomées benthiques

Les diatomées, aussi appelées Bacillariophycées, sont des algues siliceuses unicellulaires microscopiques de taille variant entre 5 micromètres (μm) et plus de 500 micromètres. Elles sont abondantes dans les océans, les lacs, les étangs et les cours d'eau, ainsi que dans les tourbières et autres environnements humides. La plupart des diatomées fixent le carbone par photosynthèse. Elles sont des producteurs primaires qui jouent un rôle majeur à la base des écosystèmes aquatiques. Elles contribuent pour environ le quart de la production primaire globale de la planète et pour 43 % de la production primaire des océans (Treguer *et al.*, 1995). Certaines espèces vivent en suspension dans la colonne d'eau (diatomées planctoniques), alors que d'autres se fixent à un substrat immergé, tels que les affleurements rocheux, les blocs, les galets, les grains de sable et les macrophytes (diatomées périphytiques ou benthiques). Les diatomées benthiques donnent une couleur brunâtre aux supports qu'elles colonisent et elles constituent une grande partie de la biomasse des rivières. Les diatomées d'une même espèce peuvent former des colonies rubanées, étoilées ou filamenteuses en suspension dans la colonne d'eau ou fixées à un substrat.

Chaque cellule est constituée d'un exosquelette siliceux (le frustule), à l'intérieur duquel se trouve le contenu cellulaire constitué de matière organique végétale (noyau, chloroplastes, mitochondries, vacuoles, etc.). Le frustule des diatomées est formé de deux valves qui s'emboîtent l'une dans l'autre. C'est à partir des particularités des valves du frustule (stries, fibules, ponctuations, stigma, épines, etc.) que les taxons sont identifiés.

Deux ordres sont distingués (Figure 2.3) : les Pennées et les Centriques. Les Pennées, à symétrie bilatérale, regroupent les espèces à formes diverses, plus nombreuses en eau douce. Les Centriques, à symétrie radiale, rassemblent les espèces rondes et cylindriques. Ces espèces sont généralement planctoniques.

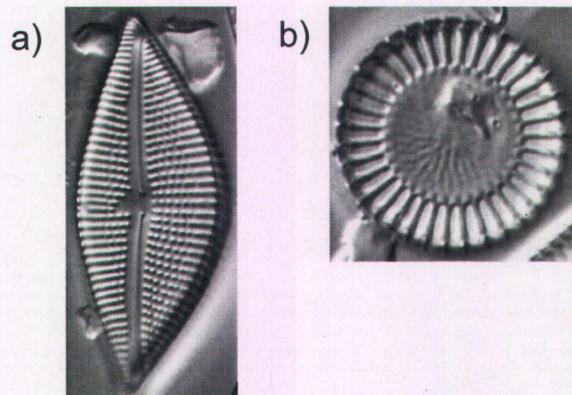


Figure 2.3 : Frustules de diatomées (a) pennées et (b) centrales, grossies à 1250X au microscope.

Il s'agit de l'un des groupes d'algues les plus diversifiés. L'évaluation du nombre total de taxons varie entre 20 000 et 30 000 selon les auteurs. Cependant, selon Mann et Droop (1996), il pourrait exister jusqu'à 200 000 taxons de diatomées sur la planète. Il existe plusieurs milliers d'espèces de diatomées périphtiques, mais en pratique, on retrouve environ de 500 à 650 taxons dans les rivières du Québec (Poulin *et al.*, 1995; Lavoie *et al.*, 2008c).

2.2.1.1 Avantages des diatomées benthiques comme bioindicateur

Plusieurs caractéristiques des communautés de diatomées en font des indicateurs privilégiés des conditions physico-chimiques des milieux aquatiques :

- (i) les diatomées benthiques sont sessiles, elles ne peuvent donc pas éviter la pollution par le biais de la migration;
- (ii) les diatomées ont des cycles de vie relativement courts fournissant une réponse rapide aux changements de l'environnement (McCormick et Cairns, 1994; Lowe et Laliberté, 1996; McCormick et Stevenson, 1998) et intègrent l'ensemble des variations physico-chimiques de l'eau sur une période de temps d'environ un mois ou moins (Lavoie *et al.*, 2008a). Elles peuvent donc détecter des pollutions passagères, discontinues et diffuses, ce que peuvent difficilement accomplir des mesures physico-chimiques ponctuelles et les organismes ayant un cycle de vie plus long que celui des diatomées;
- (iii) étant autotrophes et à la base de la chaîne alimentaire, les diatomées sont à l'interface de l'environnement physico-chimique et biotique. Ce lien critique influence le reste de la communauté aquatique, donc toute modification de l'abondance, de la diversité et de la composition des communautés de diatomées affecte également les niveaux trophiques supérieurs (macroinvertébrés benthiques, poissons) en provoquant une modification des fonctions et de la structure de la chaîne trophique (Xu *et al.*, 1998);

- (iv) les diatomées sont généralement riches en taxons comparativement aux autres groupes aquatiques et chaque taxon possède ses propres tolérances et préférences environnementales. Ces espèces montrent divers degrés de sensibilité à la pollution et sont notamment sensibles à l'eutrophisation ainsi qu'aux principaux types de pollution (organique, minérale et thermique);
- (v) la majorité des taxons ont une répartition très étendue à travers les écosystèmes et les régions géographiques, en comparaison avec la plupart des autres organismes supérieurs (McCormick et Cairns, 1994);
- (vi) les communautés d'algues benthiques étant compactes, il est possible de représenter une communauté naturelle à partir d'un échantillon de quelques centimètres;
- (vii) les échantillons sont facilement échantillonnés, manipulés, traités et entreposés;
- (viii) les diatomées ont largement été étudiées et plusieurs outils d'identification et d'information sur l'écologie des espèces sont disponibles (ex. Krammer et Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b); Lavoie *et al.*, 2008c).

Les pollutions toxiques (micropolluants organiques ou inorganiques) ne sont pas aisément détectées et évaluées par l'analyse des diatomées (Fauville *et al.*, 2001). Les diatomées sont des indicateurs de pollution à court terme si on les compare à d'autres organismes comme les macroinvertébrés ou les poissons (Fauville *et al.*, 2001). Ceci implique qu'après un laps de temps d'un mois ou moins, une pollution discontinue, qui

peut avoir un impact persistant à d'autres niveaux de la biocénose, n'est plus détectée par les diatomées (Fauville *et al.*, 2001).

2.2.1.2 Temps d'intégration de la physico-chimie

La physico-chimie d'un cours d'eau peut être très variable, il est donc généralement nécessaire d'avoir recours à plusieurs mesures physico-chimiques au cours d'une saison, afin d'obtenir un portrait réaliste de l'état d'un cours d'eau; environ huit mesures sont nécessaires selon Cattaneo et Prairie (1995). Selon les études de Lavoie *et al.* (2008a) et Lacoursière *et al.* (soumis) menées au Québec, les communautés de diatomées intègrent les variations de la physico-chimie de l'eau (phosphore, azote, pollution organique et minérale) sur une période variant entre une et cinq semaines, selon le pH et le statut trophique d'un cours d'eau. En milieu oligotrophe, où les concentrations en nutriments sont faibles et généralement stables, les communautés de diatomées répondent rapidement, en environ une semaine, aux augmentations et aux variations dans les concentrations en nutriments. En milieu mésotrophe, les communautés répondent en environ deux semaines, alors qu'en milieu eutrophe, les communautés répondent en environ cinq semaines, donc semblent adaptées à des fluctuations fréquentes à court terme dans les concentrations en nutriments. Selon ces études, les communautés des milieux eutrophes sont plus stables en raison de la complexité (capacité de résilience) de leurs communautés de diatomées et à la tolérance (sensibilité-résistance) de leurs taxons. À l'inverse, les communautés des milieux oligotrophes sont peu diversifiées, donc un

changement dans l'abondance d'un taxon modifie grandement la structure de la communauté.

Selon l'étude de Lacoursière *et al.* (soumis), menée sur dix cours d'eau, la réponse de la communauté varie également selon que l'on soit en milieu neutre ou alcalin. Lors d'une dégradation des conditions, les communautés de diatomées répondent en moyenne en 1,6 semaine en milieu neutre, alors qu'elle répond en 2,4 semaines en milieu alcalin. Lors d'une amélioration des conditions, les communautés répondent en moyenne en 4,2 semaines en milieu neutre, alors qu'elles répondent en 2,9 semaines en milieu alcalin. En milieu neutre, la dégradation est donc très rapide, alors que la récupération est plus lente. Bien qu'il y ait moins de différence en milieu alcalin, on note tout de même une réponse plus lente des communautés à la récupération qu'à la dégradation. Selon les auteurs, les communautés des milieux circumneutres sont plus sensibles à la dégradation, car elles sont moins diversifiées et leurs taxons sont plus sensibles à une augmentation dans les concentrations en nutriments. Toujours selon ceux-ci, le temps de réponse semble attribué au processus d'hysteresis selon lequel, pour différentes causes telles la capacité de dispersion, les interactions dans le système et la complexité-tolérance des communautés, il peut être plus long de restaurer une communauté vers l'état initial que de la dégrader (Beisner *et al.*, 2003; Lake *et al.*, 2007).

Outre ces distinctions, on peut considérer qu'en moyenne, les communautés de diatomées intègrent l'ensemble des variations physico-chimiques de l'eau sur une période de temps d'environ quatre semaines. Un échantillonnage de diatomées peut ainsi équivaloir à entre

trois et dix mesures physico-chimiques. La corrélation entre la structure des communautés de diatomées et la physico-chimie de l'eau demeure bonne sur l'ensemble de la saison estivale, mais il peut être souhaitable de procéder à plus d'un échantillonnage de diatomées dans les environnements très variables, surtout si l'on s'intéresse à la variabilité intra-saisonnière affectant un cours d'eau.

2.2.1.3 Facteurs environnementaux affectant les communautés de diatomées benthiques

Étant autotrophes et sessiles, la structure des communautés de diatomées varie d'abord en fonction des facteurs directs comme la physico-chimie de l'eau, la vitesse du courant, le type de substrat, la lumière et le broutage par les macroinvertébrés (Patrick et Reimer, 1966; Round, 1981). Ces facteurs directs sont gouvernés par des caractéristiques du tronçon de rivière, tels l'ombrage et la composition de la bande riveraine, ainsi que par des facteurs macroscopiques telles la saison, l'utilisation du sol et la géologie (Biggs et Gerbeaux, 1993; Stevenson, 1997). Ces facteurs macroscopiques, ou indirects, agissent au niveau du bassin versant et de l'écorégion (Allen et Starr, 1982). Au Québec, l'étude de Grenier (2005) a démontré que la structure des communautés de diatomées diffère d'abord en fonction du niveau d'eutrophisation, puis de la saison. Les quelques paragraphes suivants présentent des descriptions des principaux facteurs directs et indirects affectant la structure des communautés de diatomées.

1. Facteurs directs

Physico-chimie de l'eau

Les communautés de diatomées des milieux altérés diffèrent fortement des communautés des milieux peu ou pas altérés (de référence). En milieux altérés, des études menées au Québec par Lavoie *et al.* (2008a) et Grenier *et al.* (2006) ont démontré qu'elles varient davantage selon le niveau d'eutrophisation (conductivité, phosphore, azote et chlorophylle *a*), d'enrichissement en matières organiques et de turbidité. Grenier *et al.* (2006) ont également démontré que les communautés de référence diffèrent surtout au niveau du pH, de la conductivité et du carbone organique dissous.

La **salinité** réfère à tous les anions et cations dissous dans l'eau (Ca, Mg, Na, K, CO₃, SO₄, Cl). Elle est majoritairement tributaire des sels dissous (ions majeurs dissous) provenant de la pluie, de la roche-mère ou des apports en nutriments naturels ou anthropiques, dont la mesure est la **conductivité** des eaux. Dans les rivières ou les lacs pollués, l'influence des nutriments et de la salinité sont presque indissociables (Leland, 1995; Leland et Porter, 2000). La salinité est un facteur limitant dans la distribution des communautés de diatomées (Saros et Fritz, 2000). Les espèces de diatomées tolèrent différemment les variations de pression osmotique, ce qui peut expliquer la corrélation entre la salinité et la structure des communautés de diatomées (Saros et Fritz, 2000). Les diatomées sténohalines ne tolèrent que de faibles intervalles de salinité, alors que les diatomées euryhalines peuvent tolérer des fluctuations de pression

osmotique interne ou maintenir une pression osmotique interne constante par osmorégulation, ce qui leur permet d'habiter des environnements d'eau douce et d'eau saumâtre (Nicol, 1967). La plupart des connaissances de la relation des diatomées avec la salinité proviennent des études de la composition des communautés collectées dans des eaux marines continentales fortement polluées, des estuaires, des mers intérieures et des lacs salins (ex. Reed, 1998), mais une réponse à la salinité est aussi observée dans les eaux douces (ex. Leland et Porter, 2000; Potapova et Charles, 2002) présentant de faibles concentrations en sels dissous. Kolbe fut le premier à proposer une classification dite des « halobies » reprise et modifiée par de nombreux auteurs (ex. van Dam *et al.*, 1994), donnant même lieu à l'élaboration d'indices de salinité, tel l'indice halobionte de Ziemann (1971, 1991), qui utilise les préférences de salinité des diatomées pour évaluer les concentrations en sels dissous. D'autres études récentes donnent des classifications des diatomées selon la salinité (conductivité) dans les rivières (van Dam *et al.*, 1994; Leland *et al.*, 2001; Potapova et Charles, 2002), les estuaires (Underwood *et al.*, 1998) et la mer (Snoeijs, 1994). Des modèles de reconstitution de la salinité ont également été développés afin d'estimer les variations de salinité dans les lacs et les milieux côtiers (ex. Cumming et Smol, 1993; Reavie et Smol, 1997; Herbst et Blinn, 1998; Campeau *et al.*, 1999). Les préférences de salinité des diatomées regroupées en quatre classes par van Dam *et al.* (1994) : eau douces (< 0,2 ‰), eau douce à saumâtre (< 0,9 ‰), eau saumâtre-douce (0,9 - 1,8 ‰), saumâtre (1,8 - 9 ‰).

Le **pH** est la variable la plus importantes contrôlant la composition des taxons dans les écosystèmes d'eau douce (Battarbee *et al.*, 2001). Les diatomées répondent de façon

particulièrement marquée aux variations de pH, bien qu'il n'y ait aucune explication écophysiological détaillée permettant de comprendre comment le pH influence la croissance et l'habileté compétitive des espèces de diatomées (Battarbee *et al.*, 2001). Toutefois, il est bien connu que le pH contrôle plusieurs processus chimiques et biochimiques ainsi que certaines réactions incluant la balance carbonate-bicarbonate, la disponibilité des nutriments, la solubilité des métaux (particulièrement les métaux toxiques, tel l'aluminium) et l'activité d'enzymes spécifiques comme la phosphatase (Battarbee *et al.*, 2001). Le pH et la salinité (conductivité) sont le plus souvent positivement corrélés entre eux, ainsi qu'aux nutriments et à la présence de roche-mère alcaline. Une forte variabilité dans la composition des communautés de diatomées est observée particulièrement dans les régions où les cours d'eau ont une faible capacité tampon (pH acides) (ex. Carpenter et Waite, 2000). L'eutrophisation peut, dans ce cas, provoquer une augmentation du pH. L'effet de l'eutrophisation sur le pH est moindre dans les cours d'eau ayant une concentration naturelle élevée en minéraux (Leland et Porter, 2000). Plusieurs études effectuées en rivière (ex. van Dam *et al.*, 1994) et dans des lacs (études paléolimnologiques) (ex. Renberg et Helberg, 1982; ter Braak et van Dam, 1989; Hakansson, 1993; Battarbee *et al.*, 1997; Dixit *et al.*, 1998, 2002; Reavie et Smol, 2001) ont démontré l'influence majeure du pH dans l'explication de la composition des communautés de diatomées. Au Québec, Grenier *et al.* (2006) ont démontré qu'il y a deux grands types de communautés en conditions naturelles : une pour les conditions circumneutres (pH ~ 6 - 7,6) et une pour les conditions alcalines (pH ~ 7,6 - 8,8). Les effets du pH et de la conductivité naturels sur les communautés, déterminés surtout par la géologie, ont été démontrés dans de nombreuses études menées

en Europe (ex. Descy *et al.*, 2005; Gosselain *et al.*, 2005; Rimet *et al.*, 2005; Tison *et al.*, 2005b, 2007) et aux États-Unis (ex. Leland, 1995; Leland et Porter, 2000; Potapova et Charles, 2002). Des indices de pH ont été développés par Renberg et Helberg (1982) et Hakansson (1993). Des études paléolimnologiques (ex. Dixit *et al.*, 1998, 2002; Reavie et Smol, 2001) ont établi les optimums et les tolérances des taxons pour reconstituer le pH à partir des communautés de diatomées. Les diatomées peuvent être classifiées en six groupes distincts selon leur gradient optimal de pH (van Dam *et al.*, 1994) : les diatomées acidobiontes (pH < 5,5), acidophiles (pH < 7), circumneutres (pH ~ 7), alcaliphiles (pH > 7), alcalibiontes (seulement pH > 7) et indifférentes (sans optimum).

Les diatomées répondent fortement et rapidement aux concentrations en **nutriments**, donc elles représentent des bioindicateurs efficaces du statut trophique d'un cours d'eau (Snyder *et al.*, 2002; Winter *et al.*, 2003; Lavoie *et al.*, 2006). Ces concentrations, qui atteignent souvent des niveaux plus élevés en milieux urbain et agricole, influencent directement le pH et la conductivité de l'eau. On distingue trois groupes de diatomées en fonction de la richesse du milieu en éléments nutritifs : les diatomées oligotrophes (espèces faiblement tolérantes à l'enrichissement en éléments nutritifs), mésotrophes (espèces supportant des concentrations modérées d'éléments nutritifs) et eutrophes (espèces caractéristiques des milieux riches en éléments nutritifs). Cette sensibilité des diatomées aux nutriments a été exploitée pour développer des indices d'intégrité biotique basés sur les optimums et la tolérance des espèces, dont le *Trophic Diatom Index* (TDI : Kelly et Whitton, 1995), l'Indice Biologique Diatomées (IBD : Lenoir et Coste, 1996) et

l'Indice de Polluo-sensibilité Spécifique (IPS : Coste, 1982) en Europe. D'autres études ont établi les optimums et la tolérance des espèces de diatomées selon un ou des nutriments (azote inorganique : Leland *et al.*, 2001; phosphore total : Hall et Smol, 1992; Pan *et al.*, 1996; Dixit *et al.*, 1998; azote total et phosphore total : Reavie et Smol, 2001), alors que Rott *et al.* (1998) ont utilisé la liste des espèces indicatrices de van Dam *et al.* (1994) pour faire une évaluation du niveau d'eutrophisation de la rivière Grand en Ontario. Les études de Cattaneo *et al.* (1997), Reavie et Smol (1998), Vis *et al.* (1998a, b), Pan *et al.* (1999), Carpenter et Waite (2000), Leland et Porter (2000), Snyder *et al.* (2002), Lavoie *et al.* (2003), Winter *et al.* (2003), Lavoie *et al.* (2006), ont mis en évidence l'importance des nutriments dans la structuration des communautés de diatomées, en plus d'établir l'écologie de certaines espèces par rapport à ceux-ci en Amérique du Nord. Van Dam *et al.* (1994) ont classifié les diatomées en sept classes en fonction des conditions trophiques : oligotrophentique (enrichissement faible), oligo-mésotrophentique (enrichissement faible à moyen), mésotrophentique (enrichissement moyen), méso-eutrophentique (enrichissement moyen à élevé), eutrophentique (enrichissement élevé), hypereutrophentique (enrichissement faible), oligo à hypereutrophentique (indifférent).

Une classification des taxons en fonction de leur tolérance à la **saprobie**. Elle est surtout caractérisée par la quantité de matière organique dans l'eau qui se mesure à partir la demande biochimique en oxygène en cinq jours (DBO₅), l'oxygène dissous et les sels ammoniacaux. Certaines espèces sont particulièrement connues pour leur sensibilité à une forte concentration en matière organique. Par exemple, selon

Steinberg et Schiefele (1988), *Achnantheidium minutissimum* est sensible à la pollution organique, alors que *Amphora pediculus* y est tolérante. Bien que la plupart des espèces de diatomées soient autotrophes, certaines sont hétérotrophes. Elles peuvent vivre en l'absence de lumière en absorbant des composés organiques dissous par prise chemo-organotrophique (*chemo-organotrophic uptake*). Il existe également certaines diatomées hétérotrophes obligées qui n'ont pas de chlorophylle et sont donc incapables de produire leur propre alimentation par photosynthèse (Raven *et al.*, 1999). Les diatomées hétérotrophes peuvent, par conséquent, être une composante active de l'auto-purification des eaux saprobes (Rott *et al.*, 1997). Des indices de saprobicité ont été développés par Watanabe (1990) et Hofmann (1994). La saprobie étant directement corrélée avec les conditions d'eutrophisation dans près de 80 % à 90 % des cas (Sladeczek, 1986), la combinaison des indices trophique et saprobique (Steinberg et Schiefele, 1988; Schiefele et Schreiner, 1991; Kelly et Whitton, 1995; Dell'Uomo, 1996) apparaît être plus efficace dans la représentation de la qualité de l'eau que dans l'utilisation d'indices séparés. La DBO₅ et la saturation en oxygène ont été utilisées par van Dam *et al.* (1994) pour définir des classes de saprobicité: oligosaprobe (oxydation complétée; > 85 O₂ mg/L, < 2 DBO₅ mg/L), Beta-mésosaprobe (70 - 85 O₂ mg/L, 2 - 4 DBO₅ mg/L), Alpha-mésosaprobe (25 - 70 O₂ mg/L, 4 - 13 DBO₅ mg/L), Alpha-méso/mésopolysaprobe (10 - 25 O₂ mg/L, 13 - 22 DBO₅ mg/L), polysaprobe (processus de réduction; < 10 O₂ mg/L, > 22 DBO₅ mg/L).

Les **pesticides** (Nelson *et al.*, 1999) et la pollution induite par les sources industrielles (Battarbee *et al.*, 1997) contribuent à diminuer la biomasse et la diversité des

communautés de diatomées lorsqu'ils sont présents en grande concentration et favorisent la dominance des espèces tolérantes à la pollution. Toutefois, les pollutions toxiques ne sont pas aisément détectées et évaluées par les indices diatomiques (Prygiel et Coste, 1993).

Habitat physique

Certaines études (ex. Biggs et Stokseth, 1996; Lavoie *et al.*, 2003) ont démontré que la **vitesse de courant** est un mécanisme contrôlant la biomasse et la structure des communautés périphytiques. On distingue les diatomées limnobiontes (en eau calme), limnophiles (diatomées indifférentes), ainsi que les rhéophiles et rhéobiontes (qui préfèrent les fortes vitesses de courant) (Denys, 1991a, b). La capacité des algues à rester fixées au substrat lors d'une augmentation importante de débit varie en fonction de la taille, de la morphologie et du mode d'attachement (Peterson et Stevenson, 1990). La résistance des algues benthiques au détachement est favorisée par un profil vertical faible, une forte adhésion et/ou une physionomie d'assemblage cohésive. Généralement, les petites espèces, celles qui produisent davantage de mucilage (substance gélatineuse) (Lavoie *et al.*, 2003), et les espèces colonisatrices (Biggs *et al.*, 1998) caractérisent les environnements lotiques affectés par de fortes variations de débit et colonisent les substrats suite à un événement de pluie important (ex. *Navicula lanceolata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cocconeis* spp. et *Cymbella* spp.). La vitesse du courant peut également avoir une influence sur la prise de nutriments par les algues. Ce sont les communautés mucilagineuses qui bénéficient de cette augmentation de vitesse, puisqu'elles sont

compactes et résistantes à l'érosion hydrique. De plus, à de fortes vitesses, les nutriments passent plus facilement à travers le tapis mucilagineux compact jusqu'aux cellules basales, favorisant ainsi la croissance des couches sous-jacentes. Au contraire, les communautés filamenteuses sont moins sujettes à une limitation en nutriments, puisque le courant peut pénétrer le matelas plus facilement, mais sont plus sensibles à une augmentation de vitesse étant donné leur structure (Biggs *et al.*, 1998). Pour plusieurs groupes d'algues, la vitesse du courant peut accroître l'assimilation (*uptake*) du phosphore, de l'azote et du carbone. Le phénomène s'explique par une diminution de la couche laminaire autour des algues lorsque la vitesse du courant augmente, ce qui augmente la diffusion des nutriments. Dans un contexte de biosuivi, les indices biotiques ne varient généralement peu en fonction des fluctuations de débit, puisque les espèces résistantes aux courants ont des tolérances aux nutriments semblables aux espèces qui étaient présentes avant la perturbation hydrologique (Lavoie *et al.*, 2008a).

La structure des communautés de diatomées varie selon le **type de substrat**. Les diatomées périphtiques peuvent coloniser n'importe quel type de substrats : sédiments organiques fins (diatomées épipéliques), grains de sable (diatomées épipsammiques), substrats durs et inertes (diatomées épilithiques), végétaux aquatiques (diatomées épiphytiques) et animaux (diatomées épizoïques). Ce sont toutefois les diatomées épilithiques qui sont généralement échantillonnées lorsqu'il est question de communautés périphtiques (benthiques). Bien que certaines études concluent que différents types de substrats peuvent avoir une flore diatomique semblable (ex. Rothfritz *et al.*, 1997; Winter et Duthie, 2000), d'autres études ont obtenu des résultats contradictoires

(ex. Stevenson et Hashim, 1989; Reavie et Smol, 1997). Dans un contexte de biosuivi, seuls les substrats rocheux sont généralement échantillonnés afin d'éliminer la variabilité associée au type de substrats (Kelly *et al.*, 1998).

Puisque la photosynthèse répond directement aux changements de lumière, souvent déterminées par la condition de la bande riveraine, les fluctuations dans la quantité et la qualité de celle-ci sont potentiellement responsables d'une partie de la variation dans la croissance et la structure de la communauté d'algues benthiques. Une augmentation de la lumière crée principalement une augmentation de la biomasse de diatomées, alors qu'une radiation trop forte peut, en contrepartie, provoquer un phénomène de photoinhibition. Une réduction de la lumière est le plus souvent causée par l'accumulation de cellules dans le tapis benthique, par un ombrage important créé par les arbres ou par une turbidité excessive (Hill, 1996). Le mode d'attachement de certaines diatomées au substrat peut favoriser l'accès à la lumière (ex. pédoncule, attachement vertical) en permettant une croissance au-dessus de la communauté benthique, limitant ainsi la compétition pour la lumière. Certains taxons benthiques mobiles, comme les diatomées portant un raphé, ont l'avantage de pouvoir réguler leur environnement lumineux par la phototaxie, leur permettant de fuir les extrémités d'un gradient de lumière si ce gradient est de l'ordre de quelques millimètres (Hill, 1996). Les taxons prostrés non motiles (ex. *Achnanthes* spp.) ont un désavantage important dans les communautés benthiques qui se développent verticalement. Toutefois, quelques formes prostrées (ex. *Achnanthes rostrata*) possèdent un mécanisme physiologique permettant de survivre aux faibles conditions lumineuses retrouvées à la base des tapis d'algues benthiques. Règle générale, les échantillons sont

collectés dans les sites avec des régimes de lumière semblables par soucis de comparabilité des résultats (Kelly *et al.*, 1998).

Il est difficile de préciser l'influence de la **température** sur les communautés de diatomées, car ce facteur n'est pas indépendant des autres paramètres environnementaux telles la saison, la latitude, l'altitude, l'oxygénation, la lumière (ex. bande riveraine) et la solubilité des composantes chimiques. Les variations saisonnières de température (variations temporelles) influencent ainsi de façon importante la structure de la communauté. Par contre, à l'échelle régionale, l'effet de la température est rarement une variable déterminante de la structure d'une communauté, puisque les variations de température dans une région (au cours d'une même saison) sont généralement moins importantes que les variations des autres variables environnementales (ou bien corrélées aux autres variables) (Anderson, 2000). Une étude de Pan *et al.* (1999) a démontré des effets de la température sur la structure des communautés de diatomées qui variait en fonction de la condition de la bande riveraine. Des études ont démontré que les communautés de diatomées diffèrent en fonction des variations de température latitudinale et altitudinale (ex. Potapova et Charles, 2002). On distingue les diatomées oligothermes (0 à 15°C), mésothermes (15 à 30°C), eutherms (30°C et plus), sténothermes (qui ne supportent pas les variations de température de plus de 5°C), méthathermes (qui supportent des variations de température de 5 à 15°C) et eurythermes (qui supportent des variations de température de plus de 15°C) en fonction de la température.

Macroinvertébrés benthiques

Les macroinvertébrés affectent également la structure des communautés de diatomées selon des propriétés inhérentes à chacune des espèces et/ou conditionnelles à la sélectivité du broutage des macroinvertébrés et au type de substrats. Les propriétés inhérentes incluent la forme, la taille, la texture et le mode d'attachement au substrat (Biggs et Thomsen, 1995). Les diatomées de grande taille sont donc plus facilement broutées que les petites diatomées mucilagineuses (Steinman et McIntire, 1987). Certains taxons de petite taille sont moins vulnérables au broutement par les macroinvertébrés, puisqu'ils sont protégés par les crevasses des roches. Les substrats recouverts d'une fine couche de silt ne permettent pas une bonne adhésion au substrat, ce qui rend les espèces associées à ce type de substrat plus facilement broutables (Round, 1991). Une étude menée par Wunsam *et al.* (2002) démontrait que près de 8 % de la variance dans la structure de la communauté de diatomées dans les Laurentides québécoises était expliquée par la biomasse de brouteurs.

2. Facteurs indirects

Les facteurs macroscopiques indirects opèrent à l'échelle du bassin versant sur une longue période de temps (identifiée à > 1 an par Biggs et Gerbeaux, 1993) et déterminent le gradient potentiel des facteurs directs qui agissent à des échelles spatiales et temporelles plus petites. Selon la théorie de la hiérarchie de Allen et Starr (1982), les facteurs macroscopiques influencent indirectement la structure des communautés de

diatomées, alors que les facteurs locaux agissent directement sur celles-ci. La distribution des diatomées à grande échelle reflète la distribution des facteurs naturels, tels la géologie et le climat, et des activités humaines qui s'expriment surtout par l'utilisation du sol dans les milieux urbains et agricoles.

Saison et climat

Les variations saisonnières et le climat ont une grande influence sur la biomasse et la structure des communautés de diatomées, puisqu'elles sont responsables, entre autres, des variations de température, de débit et de quantité d'éléments nutritifs (Lavoie *et al.*, 2003). Les communautés de diatomées croissent tôt au printemps lorsque les conditions lumineuses sont plus faibles. Cette période de l'année procure aux diatomées un environnement riche en nutriments où la proportion de macroinvertébrés brouteurs est relativement faible. Au Québec, les communautés de diatomées diffèrent au printemps et à l'été (Grenier, 2005). Les conditions hivernales québécoises ont pour effet d'occasionner un phénomène de recolonisation graduelle des substrats du printemps jusqu'à l'automne, période où la structure de la communauté atteint une stabilité favorisée par des conditions environnementales, permettant l'établissement d'un plus grand nombre de taxons (Lavoie *et al.*, 2003). Ce phénomène semble expliquer la plus faible diversité taxonomique des relevés printaniers (288 taxons) par rapport aux relevés automnaux (357 taxons) qui bénéficient d'une meilleure colonisation. Ainsi, les taxons dominants au printemps sont davantage colonisateurs et résistants aux températures plus faibles et aux vitesses de courant élevées caractérisant les mois de mai et de juin.

(Grenier *et al.*, 2006). Seules les communautés des milieux oligotrophes, et principalement oligotrophes-acides, semblent ne pas varier outre mesure pour ce qui est de la diversité et de la composition taxonomique selon les saisons, car la faible concentration en nutriments et l'acidité de l'eau constituent des éléments limitants peu importe la saison (Grenier, 2005). En Europe de l'Ouest, l'établissement des communautés de diatomées de référence (ex. Descy, 2005; Gosselain *et al.*, 2005) a été réalisé sans tenir compte de l'influence saisonnière, en raison de la faible variabilité des conditions climatiques et hydriques saisonnières affectant cette région. Dans un contexte de biosuivi, les échantillons sont généralement récoltés à la fin de l'été (période d'étiage) afin de limiter l'effet de la variabilité intersaisonnière (Kelly *et al.*, 1998).

Utilisation du sol

Enfin, en milieux altérés, les études menées par Pan *et al.* (1996, 1999, 2000), Carpenter et Waite (2000), Leland et Porter (2000) et Snyder *et al.* (2002) ont démontré que les communautés de diatomées répondent à l'élévation du pH, occasionnée par l'enrichissement en nutriments en provenance des milieux agricoles et urbains. Un changement de l'utilisation du sol, passant de l'amont du bassin majoritairement forestier à l'aval majoritairement urbain et agricole, occasionne un gradient environnemental amont-aval, allant des eaux courantes oligotrophes en amont aux eaux eutrophes des plaines (ex. Leland et Porter, 2000; Potapova et Charles, 2002; Gosselain *et al.*, 2005). Par conséquent, l'influence majeure de l'utilisation du sol sur la physico-chimie de l'eau,

surtout sur les concentrations en nutriments, surpasse l'effet de la géologie et de l'écorégion (ex. Pan *et al.*, 1999; 2000).

Géologie

L'interaction du climat et de la géologie du bassin versant provoque la météorisation de la roche-mère et conséquemment, la dissolution des constituants chimiques (ex. la disponibilité des nutriments), ce qui influe sur le pH, la conductivité et l'alcalinité de l'eau, surtout en conditions naturelles. Des études menées au Québec (Grenier *et al.*, 2006) et dans le monde (ex. Biggs et Gerbeaux, 1993; Leland et Porter, 2000; Potapova et Charles, 2002; Gosselain *et al.*, 2005) ont démontré que le pH et la conductivité, qui dépendent principalement de la géologie, ont une influence majeure sur la composition des communautés de diatomées en conditions naturelles.

Écorégion

Les écorégions sont des régions naturelles contigües ayant une similarité au plan de la géologie, des types de sols, de la végétation et du climat, possédant des communautés biologiques similaires (Omernik, 1987; Townsend *et al.*, 1997; Feminella, 2000). Les communautés biologiques peuvent être différentes entre les écorégions et être relativement similaires à l'intérieur d'une même écorégion (Barbour *et al.*, 1999; Rabeni, 2000). Une étude de Wasson *et al.* (2002) a démontré que les communautés de

diatomées de référence correspondent bien aux hydro-écorégions françaises. Toutefois, plusieurs études ont démontrés qu'il y avait peu de correspondance entre les communautés de diatomées de référence et les écorégions (ex. Reynoldson *et al.*, 1995; Hawkins et Norris, 2000; Mazor *et al.*, 2006). Au Québec, l'étude de Grenier *et al.* (2006) a démontré qu'au Québec, les écorégions des Appalaches et des Basses-terres du Saint-Laurent ont généralement des communautés de diatomées de référence semblables qui diffèrent de celles du Bouclier canadien. Toutefois, ces différences sont principalement attribuables au pH des cours d'eau, lui même davantage expliqué par la géologie que par l'ensemble des facteurs utilisés pour définir les écorégions (Grenier *et al.*, 2006). Ainsi, même dans les Appalaches, certains cours d'eau ont des communautés de référence neutre, étant donné que certaines formations géologiques ont une capacité tampon (ex. roches mafiques et ultra-mafiques).

2.2.1.4 Utilisation de la structure des communautés de diatomées benthiques pour la bioindication

La biomasse, la diversité taxonomique, la richesse taxonomique et la structure de la communauté sont les métriques les plus employées en biosuivi pour caractériser les communautés de diatomées benthiques.

La biomasse périphytique (diatomées entre autres) est utilisée pour le biosuivi de la qualité de l'eau (ex. USEPA, 2000; Chambers *et al.*, 2008) et a notamment été utilisée pour le développement d'indices biotiques (ex. Hill *et al.*, 2000). Elle est fortement reliée

aux apports en nutriments dans les lacs (ex. Schindler, 1974). Toutefois, cette relation n'est pas directe dans les cours d'eau, car elle est déterminée par le *pool* des colonisateurs d'origine et par l'interaction de la lumière, la température et la disponibilité des nutriments, mais également par le régime de perturbations, principalement les crues importantes et le broutage par les macroinvertébrés (Bothwell, 1988, 1989). Une telle influence de ces facteurs restreint l'utilisation de la biomasse du périphyton comme indicateur de l'enrichissement en nutriments dans les cours d'eau (Biggs, 2000; Stelzer et Lamberti, 2001; Doods *et al.*, 2002). Bien que des relations ont été établies entre la biomasse périphytique et les concentrations en nutriments dans les cours d'eau dans certaines études (ex. Chételat *et al.*, 1999), de faibles relations ont été observées par d'autres (ex. Biggs, 2000; Doods *et al.*, 2002). Dans ces études, la biomasse était principalement influencée par les fréquentes perturbations dues aux événements de pluie et de sécheresse, ainsi qu'à l'hétérogénéité des habitats dans les systèmes lotiques. Dans les petits cours d'eau forestiers, la biomasse périphytique est davantage limitée par la lumière ou les macroinvertébrés que par les nutriments (Rosemond, 1993; Hill, 1996) et l'importance relative de ces facteurs change saisonnièrement (Rosemond *et al.*, 2000).

La richesse et la diversité taxonomique sont également utilisées pour caractériser les communautés de diatomées et ont notamment été utilisées pour le développement d'indices biotiques (ex. Hill *et al.*, 2000; Wang *et al.*, 2005). Toutefois, certaines études (ex. Archibalda, 1972) ont démontré qu'une diminution de la qualité de l'eau ne se traduit pas nécessairement par une diminution de celle-ci. Selon l'Hypothèse de Perturbation Intermédiaire (Connell, 1978; Huston, 1979) une augmentation des ressources au-dessus

d'une valeur seuil mène à l'exclusion compétitive de certaines espèces (van Dam, 1982; Lowe *et al.*, 1986). La richesse et la diversité taxonomique augmentent en fonction de l'accroissement de l'hétérogénéité des ressources, puis les taxons sensibles à la pollution disparaissent et des taxons nuisibles et indésirables peuvent dominer (Figure 2.4). Une étude menée par de la Rey *et al.* (2008) a démontré que la diversité dans les communautés de diatomées était maximale dans les milieux mésotrophes. Tout facteur limitant, telle l'acidité de l'eau ou la vitesse du courant, peut également avoir un effet analogue. Au Québec, des études de Lavoie *et al.* (2008a) et Lacoursière *et al.* (soumis) ont démontré que les communautés de diatomées des milieux oligotrophes acides sont moins diversifiées que celles des milieux oligotrophes alcalins.

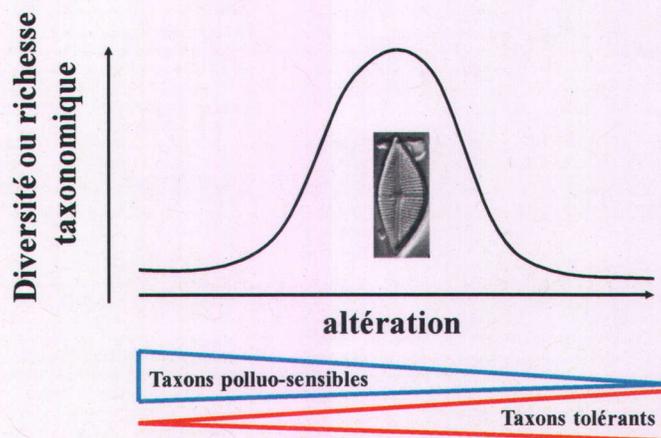


Figure 2.4 : Représentation schématique de l'application de l'Hypothèse de Perturbation Intermédiaire sur les communautés de diatomées benthiques.

L'étude des peuplements algaux nécessite donc l'adoption de méthodes quantitatives visant à estimer le développement absolu ou relatif de chaque taxon. Une étude menée par Lavoie *et al.* (2006) a démontré que l'abondance relative est une mesure plus utile que le biovolume et l'aire de la surface des cellules de diatomées, car leur utilisation

augmente considérablement le temps d'analyse, sans apporter d'information supplémentaire pour le biosuivi des cours d'eau. L'abondance relative fournit une évaluation suffisamment précise de l'importance d'un taxon dans un peuplement algal, sans être modifiée outre mesure par les perturbations physiques naturelles (Descy, 1980). L'abondance relative des taxons de diatomées est la mesure la plus utilisée pour l'analyse des communautés de diatomées (ex. Kelly *et al.*, 1995; Pan *et al.*, 2000; Potapova et Charles, 2003; Gosselain *et al.*, 2005), pour le développement de la plupart des indices biotiques (ex. Coste, 1982; Kelly et Whitton, 1995; Lenoir et Coste, 1996) et pour le développement de modèles de reconstitution paléoenvironnementale (ex. Smol et Cummings, 2000). Pour les diatomées, l'abondance relative des taxons est préférée à l'abondance relative des genres ou des familles, car les espèces au sein d'un genre ou d'une famille n'ont pas toujours la même écologie (ex. Grenier, 2005).

2.2.2 Macroinvertébrés benthiques

Les macroinvertébrés benthiques sont des animaux invertébrés qui vivent dans le fond des lacs et des cours d'eau, dans les sédiments à une faible profondeur, dans les débris organiques ou sur les macrophytes, pendant tout leur cycle de vie ou seulement une partie (Rosenberg et Resh, 1996). Ils constituent une des sources principales de nourriture pour les poissons. Les macroinvertébrés les plus couramment utilisés comme bioindicateurs sont les insectes aquatiques, les acariens, les mollusques et les crustacés d'eau douce (Resh et Jackson, 1993). Ils se divisent en cinq groupes fonctionnels (fonctions écologiques) : les prédateurs, les brouteurs, les déchetiers, les ramasseurs-collecteurs

et les filtreurs-collecteurs, dont leur différente sensibilité aux perturbations a été démontrée dans plusieurs études.

2.2.2.1 Avantages des macroinvertébrés benthiques comme bioindicateur

Plusieurs caractéristiques des communautés de macroinvertébrés benthiques en font de bons bioindicateurs des écosystèmes aquatiques :

- (i) les communautés sont de bons indicateurs des conditions localisées, car les macroinvertébrés benthiques ont des patrons de migration limités;
- (ii) elles intègrent les variations de l'environnement à moyen terme, car la plupart des espèces ont un cycle de vie complexe d'environ un an ou plus (Klemm *et al.*, 2002);
- (iii) elles sont déterminées par l'habitat physique (état de la bande riveraine, température de l'eau, composition du substrat) et chimique (nutriments, matière organique et composants toxiques) (Soucek *et al.*, 2001);
- (iv) elles sont constituées d'espèces qui ont différentes tolérances à la pollution (Berryman, 1990; Pik *et al.*, 2001);
- (v) elles lient les producteurs (algues) aux consommateurs secondaires (poissons);
- (vi) elles sont abondantes dans la plupart des cours d'eau, alors que plusieurs petits cours d'eau (1^{er} et 2^e ordre), qui supportent naturellement une faune diversifiée de macroinvertébrés, supportent une faune de poissons limitée;

- (vii) les macroinvertébrés sont relativement faciles à identifier au niveau taxonomique de la famille et plusieurs taxons peuvent être identifiés facilement à des niveaux taxonomiques inférieurs;
- (viii) la plupart des programmes de suivi biologique priorisent les macroinvertébrés benthiques (Southerland et Stribling, 1995).

2.2.2.2 Facteurs environnementaux affectant les communautés de macroinvertébrés benthiques

Étant peu mobiles, la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques est directement déterminée d'abord par l'habitat physique, telles la composition du substrat, la vitesse du courant et l'état de la bande riveraine, par la composition chimique de l'eau (nutriments, matière organique et composants toxiques), puis par des facteurs biotiques, tels la prédation et la compétition (Soucek *et al.*, 2001). Elle est indirectement déterminée par les variables macroscopiques telles le climat, la géologie, et l'utilisation du sol (Rabeni, 2000).

1. Facteurs directs

Habitat physique

Selon Cummins (1962), la **composition du substrat** et la **vitesse du courant** sont les variables physiques qui influencent principalement la structure des communautés de

macroinvertébrés. La composition du substrat joue un rôle fondamental pour les communautés de macroinvertébrés en définissant le nombre et les types d'habitats disponibles. Les insectes doivent s'attacher au fond du cours d'eau ou vivre à même le matériel du lit du cours d'eau. Le nombre d'attaches ou de niches influencera la composition et le nombre d'organismes à un endroit donné. Beisel *et al.* (2000) ont observé qu'il y avait une augmentation de la diversité dans les communautés de macroinvertébrés lorsque l'hétérogénéité du substrat d'un cours d'eau augmentait. Selon eux, l'hétérogénéité du substrat occasionne une augmentation du nombre de niches disponibles pour la faune benthique, ce qui augmente la diversité biologique du cours d'eau. Inversement, la disponibilité des habitats diminue avec l'augmentation de la proportion de sable et d'argile (Reynoldson *et al.*, 1999; Boyero, 2002), car l'absence d'interstices diminue les refuges et peut limiter la quantité d'oxygène dissous disponible (Nerbonne et Vondracek, 2001). Une bande riveraine contribue également à réduire l'érosion des rives, donc la sédimentation sur le substrat, ce qui influe sur les communautés de macroinvertébrés (Weatherly *et al.*, 1993). Stazner et Higler (1986) ont démontré que des changements dans les communautés avaient lieu lors de changements abrupts de l'hydrologie d'un cours d'eau. Il a de plus été démontré qu'il y a une plus grande diversité dans les sections rapides que dans les fosses (ex. Townsend *et al.*, 1997).

La **quantité de lumière** qui atteint le cours d'eau, la **température** et la concentration en **oxygène dissous** de l'eau ont également une influence directe sur la structure des communautés de macroinvertébrés. La quantité de lumière qui atteint le cours d'eau influence la photosynthèse et la température de l'eau qui, à son tour, conditionne à la fois

l'oxygénation, la viscosité de l'eau, la solubilité et la diffusion des composantes chimiques (Prygiel et Coste, 2000). La lumière, outre son effet sur la température et la concentration en oxygène de l'eau, permet au phytoplancton et au périphyton de se développer par photosynthèse. Les consommateurs de ces algues, les organismes brouteurs, sont habituellement plus nombreux en milieux éclairés. Habituellement, les grandes variations de température entre les cours d'eau sont dues à des différences altitudinales, latitudinales, saisonnières et, dans une moindre mesure, à la présence d'une bande riveraine qui conditionne, en partie, la quantité de lumière qui atteint le cours d'eau (Quinn *et al.*, 1994; Sponseller *et al.*, 2001). Certains macroinvertébrés ne peuvent survivre si les températures sont à l'extérieur de leur courbe de tolérance. Le maintien d'une température plus fraîche de l'eau permet une plus grande concentration d'oxygène dissous, ce qui favorise la présence de plusieurs types d'organismes. À l'inverse, une sous oxygénation (ex. occasionnée par l'eutrophisation) peut créer des conditions défavorables pour les organismes nécessitant des concentrations d'oxygène élevées (ex. *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Tricoptera*) qui émigreront ou mourront, laissant la place à d'autres organismes plus tolérants (ex. *Chironomidae*, *Turbificidae*).

Physico-chimie de l'eau

Les concentrations en **nutriments**, en **matière organique** et en **composants toxiques** modifient la richesse spécifique, la diversité et la composition des communautés de macroinvertébrés (ex. Archibalda, 1972). Une augmentation de leur concentration provoque une diminution des organismes les moins tolérants et la prédominance des

espèces généralistes tolérantes (Delong et Brusven, 1998). Les concentrations élevées en matière organique favorisent la présence d'organismes tolérants de fortes concentrations en COD et de faibles concentrations en oxygène (Merritt et Cummings, 1996). Des groupes fonctionnels spécialisés, comme les déchiqueteurs et les brouteurs, sont plus sensibles aux perturbations. Les généralistes, comme les ramasseurs-collecteurs et les filtreurs-collecteurs, sont plus tolérants aux perturbations (Rawer-Jost *et al.*, 2000). Cette assertion fut confirmée par les études de Brown *et al.* (1997) et Usseglio-Polatera *et al.* (2000) qui ont observé une faible diversité des filtreurs-collecteurs, des ramasseurs-collecteurs et des prédateurs dans les sites perturbés par de fortes concentrations en nutriments et en matière organique, ainsi que par des substances toxiques (chlore et cadmium). Les familles des *Chironomidae* (ramasseurs-collecteurs) et des *Hydroptychidae* (filtreurs-collecteurs), dominant généralement dans les milieux eutrophisés, saprobes et affectés par la pollution toxique (Rawer-Jost *et al.*, 2000) et les pesticides (Davis, 1997). À l'inverse, l'abondance des ordres *Ephemeroptera*, *Tricoptera* et *Plecoptera* diminue en présence des perturbations anthropiques.

L'étude des modifications des communautés de macroinvertébrés en fonction du pH et de la conductivité a habituellement été effectuée en lien avec les nutriments, sans chercher à isoler l'effet de ceux-ci. Une étude de Soucek *et al.* (2001) a démontré que l'abondance des *Chironomidae* et les *Hydroptychidae* a augmenté, alors que l'abondance des *Ephemeroptera* a diminué dans des milieux affectés par les rejets miniers acides. En conditions naturelles, Compin *et al.* (2005) ont démontré que la composition des communautés de macroinvertébrés variait selon deux régions géologiques différentes,

ayant des pH différents. Gevrey *et al.* (2005b) ont également démontré que le pH naturel a un effet sur la richesse spécifique et la proportion des différents groupes fonctionnels.

Macrophytes

Plusieurs organismes sont spécifiquement adaptés à la vie parmi les plantes émergentes. Ces milieux fournissent aux organismes benthiques un abri contre la prédation (Bolam et Fernandes, 2002) et une source de nourriture pour les brouteurs qui se nourrissent du périphyton se développant sur les macrophytes (Cheruvilil *et al.*, 2001). Une étude menée par Bolam et Fernandes (2002) a démontré que la diversité des communautés de macroinvertébrés augmente lorsqu'il y a un couvert de macrophytes.

2. Facteurs indirects

Les **variations saisonnières** ont une grande influence sur la structure des communautés de macroinvertébrés puisqu'elles sont responsables, entre autres, des variations de température, de lumière, de débit et de quantité d'éléments nutritifs. Les conditions hivernales québécoises ont pour effet d'occasionner un phénomène de recolonisation graduelle au printemps jusqu'à l'automne, période où la structure de la communauté atteint une stabilité et permet l'établissement d'un plus grand nombre de taxons. Deux études européennes menées dans la région Adour-Garonne (Compin *et al.*, 2005) et dans les Pays-Bas (Park *et al.*, 2005) ont démontré respectivement que la richesse spécifique et la diversité sont plus faibles au printemps qu'en automne.

Le **concept de continuum fluvial** (Vannote *et al.*, 1980) stipule qu'en conditions naturelles, la composition des communautés de macroinvertébrés, particulièrement l'abondance relative des groupes fonctionnels, devrait changer de l'amont vers l'aval, en fonction de l'augmentation de la production primaire naturelle qui accompagne l'augmentation de la taille du cours d'eau. Ce changement s'effectue d'amont en aval en fonction de l'augmentation de la production primaire naturelle qui accompagne l'augmentation de la taille du cours d'eau. Dans un ruisseau de tête de bassin (ordre 1 à 3), la végétation riveraine offre un couvert végétal qui bloque la pénétration de la lumière au cours d'eau et garde l'eau fraîche et bien oxygénée. La chute de feuilles et l'incorporation de litière et de détritiques au cours d'eau deviennent les sources de nourriture principales des macroinvertébrés, ce qui favorise une faune spécialisée (organismes déchetiers) qui utilise ces apports (*Coarse Particulate Organic Matter*) provenant du milieu terrestre (allochtones). En aval, les cours d'eau deviennent plus larges (ordres 4 à 6), laissant pénétrer plus de lumière, ce qui stimule la production primaire et la présence de macrophytes et de périphyton, dont se nourrissent les déchetiers, les ramasseurs-collecteurs et les brouteurs. Il y a également une diminution de l'importance de la matière organique allochtone comme source d'alimentation. Les larges rivières en aval (ordres ≥ 6) reçoivent une quantité importante de matière organique fine (*Fine Particulate Organic Matter*) provenant du travail des organismes vivants dans les tributaires en amont et le phytoplancton, un important producteur primaire, y remplace le périphyton, favorisant l'abondance des collecteurs-filtreurs qui s'en nourrissent. La diversité et la richesse taxonomique sont optimales au milieu du continuum et minimales dans les ruisseaux de tête et dans les rivières de type lentique en aval

(Watzin et McIntosh, 1999). La validité empirique de ce concept a été notamment démontrée par les études de Grubaugh *et al.* (1996), Death (2003), Reyjol *et al.* (2003) et Compin *et al.* (2005). Les bassins versants altérés par les activités anthropiques modifient les conditions du milieu et donc le continuum fluvial (DeLong et Brusven, 1998).

Plusieurs études ont démontré que la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques change en fonction de l'utilisation du sol dans un bassin versant. Il se produit une diminution de l'abondance relative des taxons sensibles et une hausse des taxons tolérants en présence de perturbations anthropiques telles la pollution urbaine (ex. Davis, 1997; Macauley *et al.*, 1999; Lydy *et al.*, 2000), la pollution industrielle (ex. Soucek *et al.*, 2001) et la pollution diffuse agricole (ex. Storey et Cowley, 1997; Bauernfeind et Moog, 2000; Frid *et al.*, 2000; Rawer-Jost *et al.*, 2000; Soucek *et al.*, 2001). Les polluants des milieux urbains et agricoles réduisent l'effet naturel du continuum fluvial en créant une homogénéisation dans les communautés de macroinvertébrés présentes d'amont en aval du cours d'eau ou du bassin versant (DeLong et Brusven, 1998). Les activités agricoles affectent également les communautés de macroinvertébrés en augmentant l'apport en sédiment dans les cours d'eau, ce qui altère les caractéristiques du substrat, et réduisent souvent la largeur et la qualité de la bande riveraine (ex. Quinn *et al.*, 1994). Au Québec, des études menées sur les rivières Etchemin (Robitaille, 2000), Yamaska (St-Onge, 1999), Chaudière (Pelletier et St-Onge, 1998), Boyer (Laflamme *et al.*, 1997), Maskinongé, Du Loup (Robitaille, 1997), Sainte-Anne (Laflamme, 1995) et Assomption (St-Onge et Richard, 1994) ont démontré que les macroinvertébrés benthiques réagissent aux différentes pressions anthropiques.

2.2.2.3 Utilisation des métriques et de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques pour la bioindication

La diversité taxonomique, la richesse taxonomique, les proportions relatives des groupes fonctionnels et la structure de la communauté sont les métriques les plus employées en biosuivi pour caractériser les communautés de macroinvertébrés benthiques.

La richesse et la diversité taxonomique sont utilisées pour caractériser les communautés de macroinvertébrés, car une augmentation de l'altération du milieu se traduit généralement par une diminution de celles-ci (ex. Park *et al.*, 2005). La diversité maximale se trouve en conditions mésotrophes (Hypothèse de Perturbation Intermédiaire; Connell, 1978; Huston, 1979), puis en milieu oligotrophe et devient minimale en milieu altéré (Figure 2.5). Toutefois, l'amont et l'aval des cours d'eau sont naturellement moins diversifiés que la partie médiane du bassin versant, car l'hétérogénéité des ressources y favorise une organisation et une complexité plus importante de la chaîne alimentaire, donc une communauté biologique diversifiée (Vannote *et al.*, 1980). Tout facteur limitant, tel un substrat peu diversifié (ex. argileux) ou la vitesse du courant, peut également avoir un effet limitant sur la diversité. Ils doivent être considérés dans l'interprétation de la perte de diversité attribuable aux perturbations anthropiques. Certaines études (ex. Godfrey, 1978; Cao *et al.*, 1996) démontrent que la diversité des communautés de macroinvertébrés n'est pas nécessairement reliée au degré d'altération d'un écosystème.

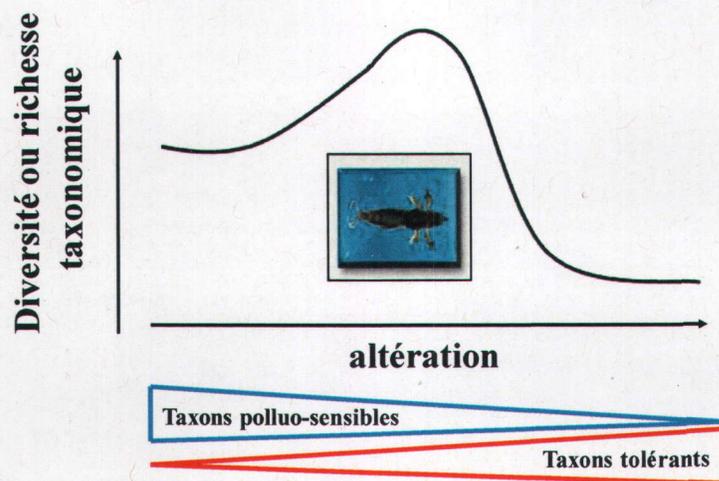


Figure 2.5 : Représentation schématique de l'application de l'Hypothèse de Perturbation Intermédiaire sur les communautés de macroinvertébrés benthiques.

La richesse taxonomique de groupes taxonomiques restreints, tels les ordres des *Ephemeroptera*, *Plecoptera* et *Trichoptera* (EPT), est un bon descripteur des perturbations du biote (Lenat, 1988). L'indice de diversité de Shannon-Weaver est le plus couramment employé car il est peu sensible au nombre d'individus composant l'échantillon. Les taxons les plus fréquents sont ceux qui contribuent le plus à sa valeur.

La proportion des différents groupes fonctionnels est également utilisée comme indicateur de l'intégrité des écosystèmes aquatiques (ex. Barbour *et al.*, 1999; Gevrey *et al.*, 2005b). Les groupes fonctionnels sont des guildes de taxons de macroinvertébrés, sans lien taxonomique, qui ont un régime alimentaire similaire. Ils sont représentatifs des ressources alimentaires disponibles dans une région donnée. Par conséquent, leur distribution est principalement influencée par les perturbations qui changent ou altèrent les ressources alimentaires du système. Toutefois, ils varient également naturellement en fonction de facteurs naturels (ex. substrat) et du continuum

fluvial dans un bassin versant naturel, ce qui doit être considéré dans l'interprétation des modifications des groupes fonctionnels attribuables aux perturbations anthropiques.

Enfin, comme pour les diatomées, l'abondance relative des différents groupes taxonomiques (familles, genres et espèces) est une caractéristique des communautés de macroinvertébrés souvent utilisée en biosuivi, car elle est moins influencée par les facteurs naturels. Une variation de l'abondance relative ou de la présence/absence d'un groupe taxonomique particulier, selon leur tolérance aux perturbations (Hilsenhoff, 1988; Bode *et al.*, 1996; Bode *et al.*, 2002), est révélatrice d'une amélioration ou d'une détérioration des conditions écologiques. La proportion de taxons sensibles/tolérants (EPT/*Chironomidae*) sont des métriques fréquemment utilisées.

2.3 Évaluation du niveau d'intégrité biologique à partir de l'ACR

La restauration des écosystèmes aquatiques nécessite, dans un premier temps, le développement d'outils pratiques permettant d'évaluer leur intégrité biologique, et qui requièrent peu d'expertise, d'effort et de temps pour les gestionnaires de l'eau. Ces outils, souvent appelés indices biotiques, traduisent des modifications de la structure des communautés biologiques, telle qu'une augmentation progressive de taxons tolérants en cas de pollution. Au cours des dernières décennies, la plupart de ces outils furent développés en se basant sur l'Approche par conditions de référence (ACR). Suivant cette approche, l'intégrité biologique d'un site « test » (site dont le niveau d'intégrité

biologique n'est pas connu est mesurée par le degré de différence (« distance ») de sa communauté biologique avec celles des sites de référence comparables (Gibson *et al.*, 1996; Bailey *et al.*, 2004). La revue de littérature qui suit décrit les étapes de l'ACR : (i) la sélection des communautés (sites) de référence; (ii) la classification des communautés (sites) de référence en groupes biologiques similaires (biotypes); (iib) la sélection du biotype de référence associé à chaque site « test »; (iii) l'évaluation du niveau d'intégrité d'un site « test » par la comparaison de sa communauté biologique avec les communautés de son biotype de référence; (iv) l'identification des causes de la dégradation d'un site (Figure 2.6). Les principaux outils développés à partir de l'ACR sont également décrits.

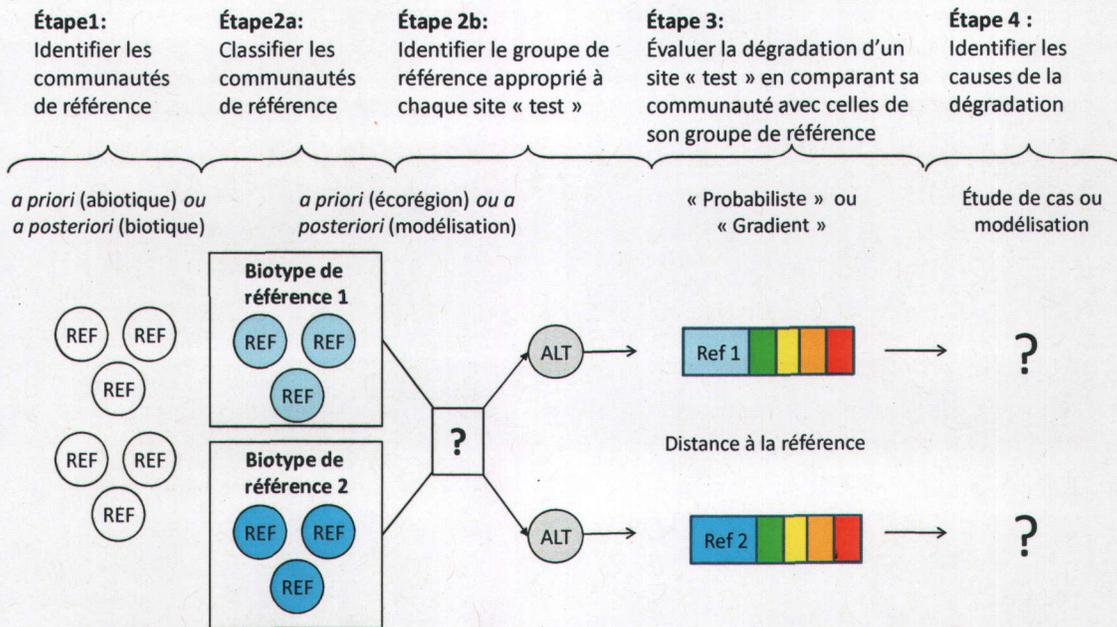


Figure 2.6: Représentation schématique des étapes de l'ACR.

2.3.1 Sélection des communautés (sites) de référence

Les communautés biologiques des sites de référence sont utilisées pour établir le niveau de base (intégrité maximale) permettant l'évaluation du niveau d'intégrité biologique d'un site « test » (Gibson *et al.*, 1996; Bailey *et al.*, 2004) (Figure 2.6). La sélection des communautés de référence peut être réalisée *a priori* (approche abiotique), c'est-à-dire en fonction de critères physico-chimiques (ex. concentrations en nutriments), de l'utilisation du sol (ex. pourcentage de terres agricoles, présence de milieux urbains et industriels) et de variables évaluant la détérioration d'un tronçon (ex. érosion des berges). Elle peut également être réalisée *a posteriori* (approche biotique), soit principalement en fonction de la composition de leur communauté biologique. L'approche *a priori* implique que la définition des communautés de référence est dépendante des conditions environnementales du cours d'eau. L'approche *a posteriori* consiste à sélectionner les communautés de référence en fonction des relations entre les communautés biologiques et les données environnementales (surtout la physico-chimie). Cette définition des communautés de référence est donc en partie dépendante des conditions environnementales du cours d'eau. Les données historiques (ex. Nijboer *et al.*, 2004) et paléolimnologiques (ex. Simpson *et al.*, 2005) sont d'autres méthodes pouvant être employées afin de sélectionner les communautés de référence. Les données expérimentales, les préférences écologiques de chaque taxon, l'étude de sites restaurés et le jugement d'experts sont également des méthodes utilisées bien, qu'étant moins précises.

2.3.2 Classification des communautés (sites) de référence en biotypes et sélection du biotype approprié à chaque site « test »

Une fois les communautés de référence sélectionnées, l'effet des facteurs naturels (ex. pH, vitesse de courant, écorégions, etc.) sur celles-ci doit être évalué. Cette évaluation permet de faire la distinction entre l'effet des facteurs naturels et celui des facteurs anthropiques sur les communautés aquatiques (Gibson *et al.*, 1996; Bailey *et al.*, 2004), donc d'obtenir une évaluation adéquate du niveau d'intégrité biologique d'un site. Elle permet de s'assurer que la différence entre une communauté « test » et ses communautés de référence est essentiellement due à l'altération et pas aux facteurs naturels. Cette distinction est effectuée en formant des biotypes de référence, puis en sélectionnant le biotype approprié à chaque site « test » (Figure 2.6). Les biotypes de référence sont des grands groupes de communautés typiques de conditions de référence (naturelles) particulières et distincts les uns des autres. La distinction entre les biotypes est uniquement attribuable à des facteurs naturels (ex. vitesse de courant, type de substrat). La formation de biotypes permet donc d'établir le niveau d'intégrité maximale pour chaque type de condition naturelle (ex. communautés de macroinvertébrés des milieux lentique et lotique). Elle est essentielle dans le processus de l'ACR, car elle assure que tout écosystème aquatique a le potentiel d'atteindre son état de référence advenant la restauration de son écosystème. La classification des communautés de référence en biotypes et la sélection du biotype approprié à chaque site « test » sont effectuées en fonction de deux approches : *a priori* (abiotique) et *a posteriori* (biotique).

Biotypes de référence écorégionaux : approche *a priori* (abiotique)

Les biotypes de référence écorégionaux (*a priori*) se basent sur le postulat de la similarité des communautés biologiques de référence en fonction de variables abiotiques, tels le bassin versant, l'écorégion ou la sous-écorégion, pour classifier (grouper) les communautés de référence. En d'autres mots, les communautés de référence sont semblables à l'intérieur d'une écorégion et différentes de celles d'une autre écorégion. Les écorégions (ex. Omernik, 1995, 1987; Wasson, 2001) sont prédéfinies en utilisant les caractéristiques géomorphologiques tels le climat, la physiographie, la géologie, les sols et la végétation potentielle. Un découpage des bassins versants ou des régions hydrographiques en écorégions a également été utilisé pour déterminer des unités homogènes, aussi appelées hydro-écorégions, à partir desquelles les conditions de référence d'un site « test » sont extrapolées (ex. Hughes, 1995; Omernik et Bailey, 1997; Wasson, 2001).

Biotypes de référence par modélisation : l'approche *a posteriori* (biotique)

Contrairement aux biotypes de référence régionaux (*a priori*), les approches par modélisation (*a posteriori*) ne présupposent pas que les communautés biologiques sont similaires à l'intérieur d'unités spatiales prédéfinies. Les communautés de référence sont classifiées *a posteriori* uniquement en fonction de la similarité de leur composition taxonomique en utilisant des méthodes de classification (Reynoldson *et al.*, 1997). Un modèle statistique est ensuite utilisé pour identifier les variables environnementales qui

expliquent la discrimination entre les biotypes de référence. Seules les variables qui ne sont pas affectées par les activités anthropiques (ex. l'altitude, les dépôts de surface et la géologie) sont utilisées pour développer le modèle. Celui-ci est ensuite utilisé afin d'identifier le biotype de référence associé à chaque site « test », à partir des variables naturelles qui expliquent les différences entre ces biotypes.

Approche hybride

La méthode utilisée dans l'étude de Grenier *et al.* (2006) combine les approches *a priori* et *a posteriori*. Les communautés de diatomées de référence ont été classifiées *a priori* en fonction de groupes de sites homogènes délimités à l'intérieur des écorégions (Bouclier canadien, Appalaches et Basses-terres du Saint-Laurent). Toutefois, bien qu'une communauté de référence spécifique ait été déterminée pour chaque groupe homogène, ces communautés présentaient de grandes similarités en fonction du pH et de la conductivité. Seuls deux biotypes de référence ont, *a posteriori*, été considérés : un pour les conditions circumneutres (pH ~ 6 - 7,6) et un pour les conditions alcalines (pH ~ 7,6 - 8,8).

2.3.3 Outils d'évaluation de l'intégrité biologique

Suivant l'ACR, la sélection des communautés de référence, la classification des biotypes de référence et la sélection du biotype approprié à chaque site « test » permettent ultimement d'évaluer le niveau d'intégrité biologique de chaque site « test » en

comparant sa communauté biologique avec celles du biotype de référence approprié (Figure 2.6). **Parmi les outils d'évaluation de l'intégrité biologique développés au Québec, l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC; Lavoie *et al.*, 2006) a été développé suivant l'ACR, alors qu'aucun indice macroinvertébré n'a été développé suivant cette approche.** Les outils basés sur l'ACR sont principalement divisés en deux catégories en fonction du gradient d'altération couvert, les « outils-probabilistes » et les « outils-gradients ». Les « outils-probabilistes », tels que le River InVertebrate Prediction And Classification System (RIVPACS; Wright *et al.*, 1993), le Australian River Assessment System (AusRivAS; Parsons et Norris, 1996), le Benthic Assessment of Sediment system (BEAST; Reynoldson *et al.*, 1995) et le Test Site Analysis systems (TSA; Bowman *et al.*, 2003) utilisent uniquement des communautés de référence pour faire l'évaluation de l'intégrité biologique. Le niveau d'altération est évalué en fonction de la probabilité que la communauté biologique d'un site « test » se retrouve à l'intérieur de l'échelle normale de variation des communautés de référence. Un site « test » dont la communauté biologique est à l'intérieur de l'échelle normale de variation des communautés de référence est considéré comme un site de référence. Les « outils-gradients », tels que l'*Index of Biotic Integrity* (IBI; Karr, 1981), l'Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS; Coste, 1982), l'Indice Biologique Diatomées (IBD; Lenoir et Coste, 1996) et l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC; Lavoie *et al.*, 2006) ont été développés en utilisant des échantillons biologiques représentant l'ensemble du gradient d'altération de leur région à l'étude. Les échantillons composés des communautés biologiques les plus différentes des communautés de référence déterminent le degré d'altération maximale. Le degré d'altération d'un site

« test » est évalué en fonction de la différence entre sa communauté biologique et les communautés de référence, mais également par sa similarité avec les communautés représentant divers niveaux d'altération.

Parmi les « outils-probabilistes » et les « outils-gradients », certains utilisent des méthodes multivariées et d'autres, des méthodes multimétriques. Ces approches diffèrent en fonction de l'unité utilisée pour évaluer la « distance » à la référence. La méthode multimétrique se base sur différentes propriétés de la communauté, appelées métriques, telles que la richesse taxonomique (nombre de taxons), la composition (ex. pourcentage de *Chironomidae*), la tolérance (ex. l'indice biotique Hilsenhoff) et les groupes fonctionnels (ex. pourcentage de filtreurs). La gamme de valeurs obtenues pour chaque métrique dans les communautés de référence devient le point à partir duquel est évaluée l'altération des sites « test ». Dans la méthode multivariée, la communauté biologique d'un site « test » est comparée aux communautés de référence en utilisant l'abondance (absolue ou relative) de l'ensemble des taxons.

Parmi les « outils-gradients », l'IPS, l'IBD et l'IDEC utilisent une méthode multivariée, alors que les IBIs utilisent une méthode multimétrique. Parmi les « outils-probabilistes », RIVPACS, AusRivAS et BEAST utilisent une méthode multivariée, alors que le TSA utilise une méthode multimétrique.

2.3.3.1 « outils-probabilistes »

River InVertebrate Prediction And Classification System (RIVPACS) et *Australian River Assessment System (AusRivAS)*

Au Royaume-Uni, trois versions du système RIVPACS ont été développées depuis 1977. L'approche utilisée consiste à : (i) sélectionner *a priori* les sites de référence (à partir principalement de la physico-chimie); (iia) former *a posteriori* des biotypes de référence à partir des communautés de macroinvertébrés à l'aide de la méthode de classification « *Two-Way Indicator SPecies ANalysis (TWINSPAN)* »; (iib) prédire la probabilité d'un site « test » d'appartenir à chaque biotype de référence, principalement à l'aide d'une analyse discriminante (AD); (iii) évaluer la « distance » à la référence de chaque site « test » en comparant sa communauté (observée) avec celles du biotype de référence (attendues) (c'est-à-dire le ratio O/A d'occurrence (présence-absence) de l'espèce ou de la famille qui donne un ratio de richesse taxonomique). En Australie, depuis 1992, le système AusRivAS a été développé en se basant sur une approche similaire à celle de RIVPACS. La différence majeure avec RIVPACS est que l'évaluation du niveau d'intégrité biologique est effectuée séparément pour les habitats lotique et lentique, ainsi que pour chaque écorégion. Pour chaque écorégion et chaque habitat, une classification en biotypes est réalisée à l'aide de l'« *Unweighted Pair-Group Mean arithmetic Averaging (UPGMA)* », alors que TWINSPAN est utilisée comme aide supplémentaire (Davies, 1994). RIVPACS et AusRivAS sont composés de cinq classes d'intégrité biologique (richesse taxonomique) de largeurs inégales : plus riche que les références

(classe X), référence (classe A), sous les références (classe B), bien en-dessous des références (classe C) et appauvrie (classe D). Leurs largeurs sont basées sur la distribution des valeurs O/A des sites de référence. Dans AusRivAS, les sites « test » qui se situent à l'intérieur de l'intervalle interdécile, contenant 80 % des valeurs O/A de référence autour de la moyenne (c'est-à-dire, 10^e au 90^e percentile) sont considérés comme étant équivalents aux références (classe A) (Figure 2.7). Les classes B et C sont de la même largeur que la classe A, mais la largeur de la classe D varie, dépendant de la variabilité des valeurs O/A de référence.

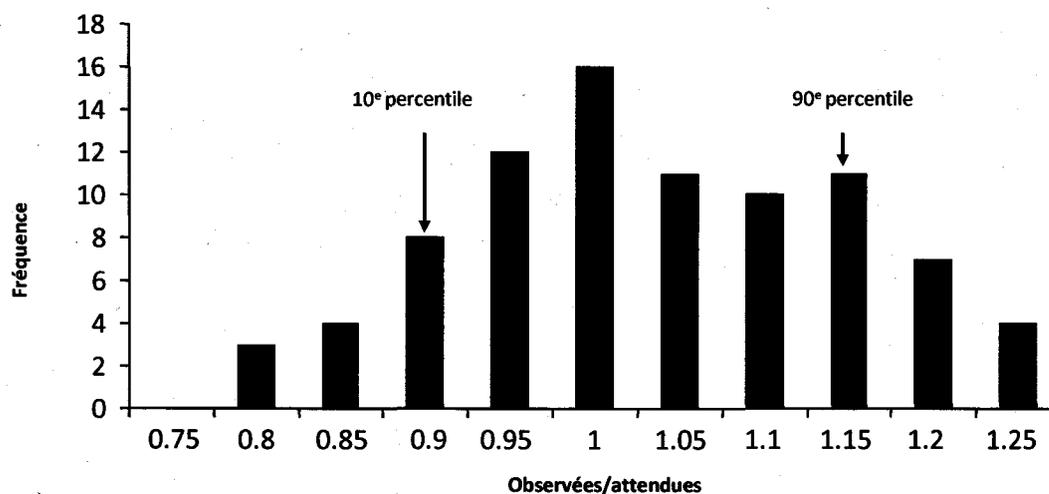


Figure 2.7 : Distribution des ratios O/A (communautés observées/attendues) pour 88 sites de référence dans AusRivAS. Adaptée de Simpson et Norris (2000).

Benthic Assessment of Sediment system (BEAST)

Au Canada, le système BEAST, développé depuis 1995, est similaire à AusRivAS car l'évaluation du niveau d'intégrité biologique est effectuée séparément pour les habitats lotique et lentique. Toutefois, BEAST utilise l'abondance relative des taxons représentée

dans une ordination, une « *Non-metric Multi-dimensional Scaling* (NMDS) », pour évaluer la distance entre la communauté d'un site « test » et celles de son biotype référence (Rosenberg *et al.*, 1999). BEAST a été utilisé pour l'étude de la contamination des sédiments du littoral des Grands Lacs (Reynoldson *et al.*, 1995), ainsi que pour l'étude des eaux du bassin de la rivière Fraser en Colombie-Britannique (Reynoldson *et al.*, 1997, 2001) et du bassin de la rivière Georgia (Sylvestre *et al.*, 2005). Tout comme RIVPACS et AusRivAS, BEAST évalue le niveau d'intégrité biologique en se basant sur la probabilité que la communauté biologique d'un site « test » se situe dans l'échelle de variation normale des communautés de référence. L'échelle de variation normale est définie comme étant la région de confiance englobant 90 %, 99 % et 99,9 % des sites de référence (Figure 2.8). Quatre classes d'intégrité biologique de largeurs inégales ont été définies : équivalente aux références (classe A : probabilité de ≤ 90 %), possiblement différentes (classe B : probabilité de 90 % à 99 %), différentes (classe C : probabilité de 99 % à 99,9 %) et très différentes (classe D : probabilité de $\geq 99,9$ %) des communautés de référence (Reynoldson et Wright, 2000).

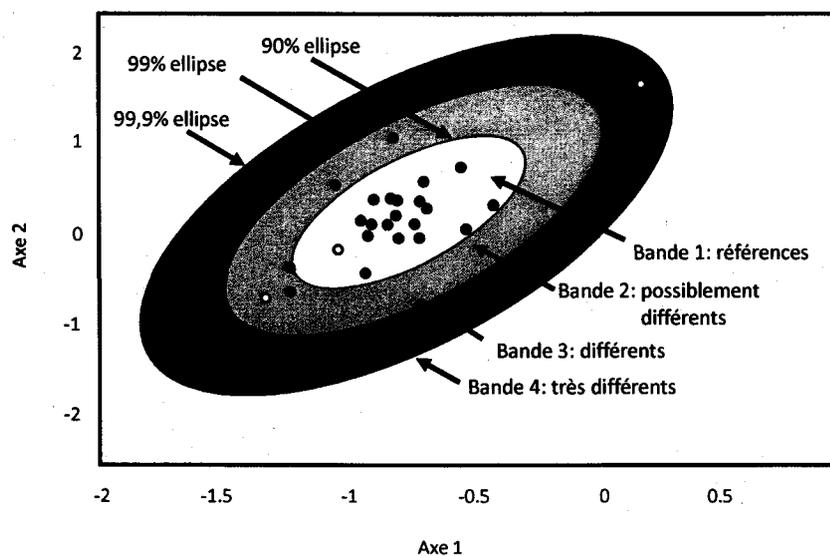


Figure 2.8 : Exemple d'une ordination BEAST. Les sites de référence sont les points noirs et les sites « test » sont les points blancs (données hypothétiques). Adaptée de CCME (2006).

Test Site Analysis systems (TSA)

Au Canada, le TSA évalue le niveau d'intégrité biologique d'un site « test » en comparant plusieurs métriques caractérisant sa communauté biologique avec celles des communautés de références du biotype approprié (Bowman *et al.*, 2006). La littérature portant sur le TSA ne mentionne pas quelle approche, *a priori* ou *a posteriori*, a été utilisée pour la sélection, la classification des communautés de référence et la sélection du biotype approprié à chaque site « test ». Une distance généralisée (D), qui tient compte de la corrélation ou de la redondance entre les métriques, est calculée pour quantifier la différence biologique d'ensemble entre une communauté « test » et les communautés de référence. Une statistique partielle de Hotelling (T^2) est utilisée pour identifier les métriques importantes pour cette distinction (Rencher, 2002). Pour le TSA, l'échelle de variation normale des communautés de référence regroupe 95 % des sites de référence

(Figure 2.9). Quand l'analyse suggère que le site « test » n'est pas altéré, un autre test d'intervalle non central est utilisé pour délimiter une bande d'incertitude entre les sites altérés et de référence. Cette approche permet de déterminer si un site « test » est un site de référence (classe A), possiblement altéré (classe B) ou altéré (classe C).

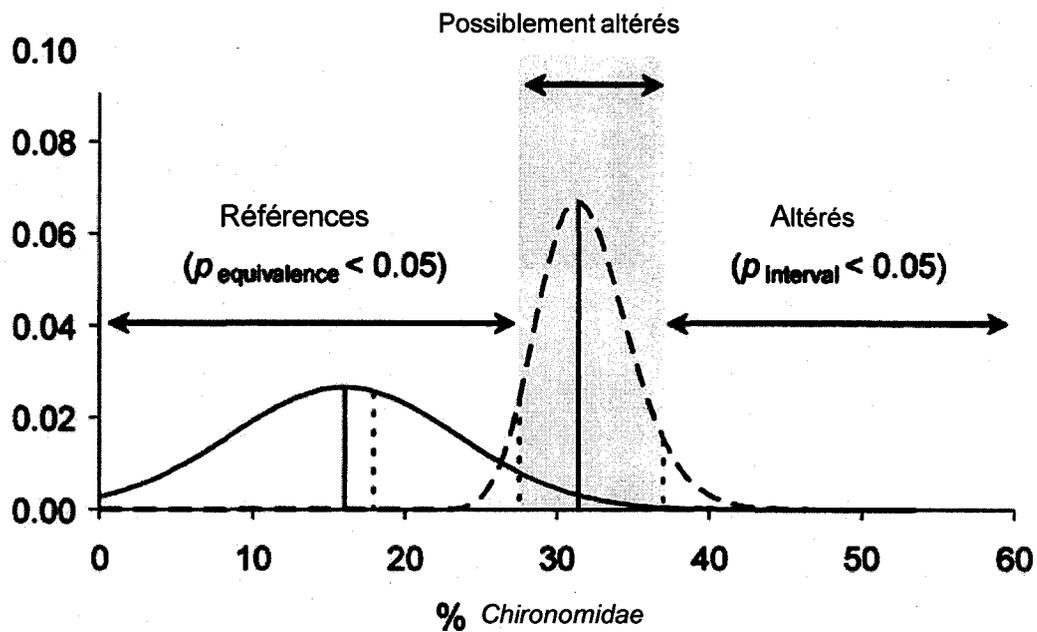


Figure 2.9 : Exemple d'un TSA démontrant la distribution des valeurs du pourcentage de *Chironomidae* des sites de référence et la signification des seuils entre les classes d'intégrité biologique. Adaptée de Bowman *et al.* (2006).

2.3.3.2 « outils-gradients »

Indices of Biotic Integrity (IBIs)

Les IBIs étaient, à l'origine, développés pour l'ensemble du territoire américain et sans suivre les étapes de l'ACR. Les IBIs se basent sur des métriques structurelles et fonctionnelles, telles la diversité et la richesse taxonomique, la présence ou la proportion de taxons sensibles/tolérants. Plusieurs métriques individuelles, dont les valeurs augmentent ou diminuent en fonction d'une augmentation des perturbations, sont agrégées pour calculer la valeur multimétrique.

Les différences physiographiques et climatologiques du territoire américain et des communautés aquatiques naturelles qui en résultent, ont ensuite amené les agences locales et étatiques de l'eau à développer des indices multimétriques écorégionaux basés sur l'ACR (ex. B-IBI; Kerans et Karr, 1994) et sur l'approche conceptuelle établie par Barbour *et al.* (1995, 1996, 1999) et Gibson *et al.* (1996). Celle-ci consiste à : (i) sélectionner *a priori* les sites de référence (en fonction principalement de la physico-chimie de l'eau); (ii) former *a priori* des biotypes de référence; (iib) sélectionner le biotype approprié à chaque site « test » à partir de leur appartenance à une écorégion ou une sous-écorégion (Omernik, 1995); (iii) évaluer la « distance » à la référence de chaque site « test » à partir des métriques dont les valeurs pour les sites de référence diffèrent des valeurs des sites altérés. La version originale de l'IBI (Karr, 1981) était composée de 12 métriques qui représentaient différents attributs des communautés de poissons

(ex. richesse spécifique, abondance des espèces indicatrices, organisation et fonction trophique). La somme des 12 métriques produit le pointage qui s'étale de 60 à 12. Cinq classes d'intégrité biologique de largeurs inégales ont été déterminées: excellente (57 - 60), bonne (48 - 52), moyenne (39 - 44), mauvaise (28 - 35), très mauvaise (23 - 12). Depuis le développement du premier IBI, différentes versions ont été développées à partir des communautés de macroinvertébrés et de diatomées dans différents états américains (ex. *Invertebrate Community Index*; Karr, 1999). Des indices multimétriques développés à partir des communautés de diatomées sont maintenant utilisés (ex. Bahls, 1993; KYDOW, 1993; Fore et Grafe, 2002; Ponader *et al.*, 2007; Wang *et al.*, 2005). Bien que leurs approches soient similaires, les IBIs diffèrent de la première version dans le nombre, le type et le pointage des métriques. Par exemple, certains IBIs sont basés sur un système de pointage de 100 points, dans lequel le pointage correspond au rang qu'un site « test » occupe entre le 5^e et le 95^e percentile dans la distribution de toutes les données collectées (pas seulement les sites de référence). Une valeur de 0 ou de 100 est assignée aux valeurs extrêmes qui sont plus faibles que le 5^e percentile ou plus élevées que le 95^e percentile. Présentement, presque tous les états américains utilisent une version de l'IBI.

Indice Biologique Diatomées (IBD) et Indice de Polluo-sensibilité Spécifique (IPS)

Les pays européens ont une longue tradition dans le développement et l'utilisation d'indices biotiques, dont des indices de diversité (ex. Shannon et Weaver, 1949), saprobiques (tolérance des taxons en fonction de la matière organique;

ex. Sladeczek, 1973) et biotiques (tolérance des taxons en fonction de l'eutrophisation; ex. l'Indice Biologique Général Normalisé; IBGN) développés à partir des communautés de macroinvertébrés. L'indice biotique IBGN a été adapté au Québec. Depuis les années 1970, plusieurs indices ont été développés à partir de la structure des communautés de diatomées, dont l'Indice de Polluo-sensibilité Spécifique (IPS; Coste, 1982), l'Indice Biologique Diatomées (IBD; Lenoir et Coste, 1996), l'Indice Trophique Diatomées (TDI : *Trophic Diatom Index*; Kelly et Whitton, 1995) et l'Indice Sladeczek (SLA) (Sladeczek, 1973). Ces indices ont été développés en se basant sur les valeurs de tolérance et d'optimum de chaque taxon en fonction de variables physico-chimiques. En France, les nouvelles versions de l'IBD et de l'IPS tiennent maintenant compte de l'effet des facteurs naturels sur les communautés de diatomées (Coste *et al.*, 2004; Tison *et al.*, 2007). Elles ont été développées en : (i) sélectionnant *a priori* les sites de référence (en fonction principalement de la physico-chimie de l'eau); (iia) formant *a posteriori* des biotypes de référence à l'aide des cartes auto-organisatrices de Kohonen (CAK; méthode de classification); (iib) sélectionnant le biotype approprié à chaque site « test » à partir de modèles prédictifs (Tison *et al.*, 2007); (iii) évaluant la « distance » à la référence de chaque site « test » à partir de la distribution des valeurs d'indice (boîtes à moustache). Cinq classes d'état (intégrité) biologique de largeurs inégales ont été déterminées : très bon, bon, moyen, mauvais et très mauvais (Figure 2.10). La valeur médiane d'indice pour les sites de référence est utilisée comme la valeur représentant les conditions de référence, alors que le 75^e percentile des valeurs d'indice des sites de référence est utilisé comme la valeur d'indice représentant la limite du très bon/bon état biologique. Les limites des classes représentant les états biologiques intermédiaires et mauvais sont

déterminées en utilisant tous les échantillons disponibles pour chaque biorégion. Les limites pour les classes intermédiaires sont calculées en divisant l'échelle des valeurs d'indice entre très bon/bon états biologiques et la valeur la plus faible, représentant le plus mauvais état biologique, par quatre.

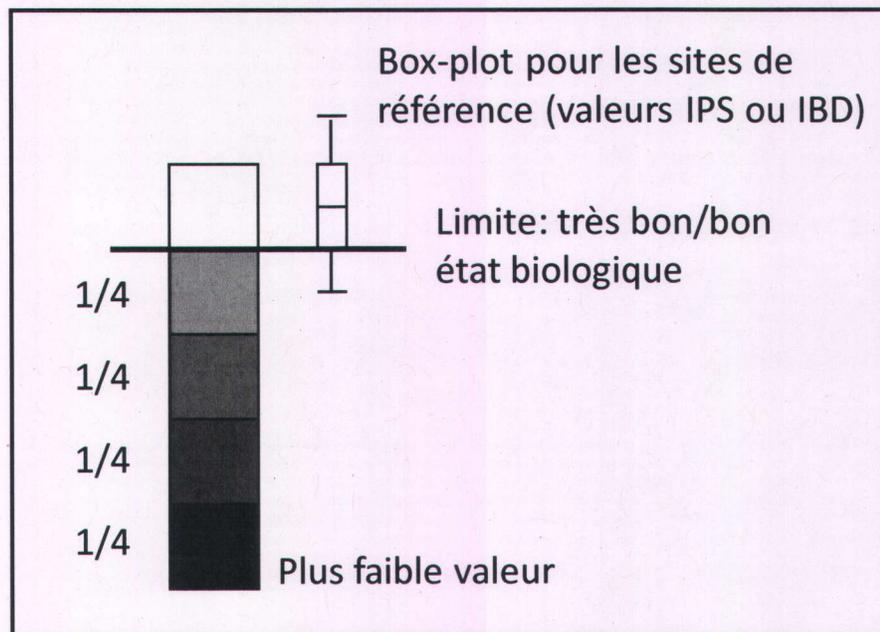


Figure 2.10 : Approche utilisée pour définir les classes biologiques pour l'IBD et l'IPS. Adaptée de Tison *et al.* (2005a).

Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC)

Au Québec, Lavoie *et al.* (2006) ont développé l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC). Cet indice mesure l'impact de l'eutrophisation, de l'enrichissement des eaux en matières organiques et de l'augmentation des concentrations en minéraux dissous sur les communautés de diatomées. L'IDEC indique la distance écologique qui sépare une communauté de diatomées « test » des communautés de son biotype de référence. La

version initiale de l'IDEC fut développée à partir des communautés de diatomées échantillonnées aux stations du Réseau-rivières du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP). Le Réseau-rivières contient un certain nombre de stations de référence qui furent utilisées, *a priori*, pour le développement de l'IDEC. Les stations de référence étaient abondantes dans le Bouclier canadien (BC), mais moins nombreuses dans les Appalaches (AP) et nettement insuffisantes dans les Basses-terres du Saint-Laurent (BT). Il était donc nécessaire d'identifier non seulement les stations de référence, mais également les stations faiblement altérées qui pourraient servir de référence intermédiaire dans les AP et les BT. Suivant les étapes de l'ACR, Grenier et *al.* (2006) ont donc sélectionné (étape i de l'ACR) et classifié (étape iia de l'ACR), *a posteriori*, les communautés de diatomées du Réseau-rivières (contenant des sites de référence identifiés *a priori*) à l'aide des cartes auto-organisatrices de Kohonen (CAK). Cette étude a permis de confirmer le statut de la plupart des sites de référence sélectionnés *a priori* et d'identifier les sites de référence intermédiaires dans les AP et les BT. L'étude a de plus démontré que le pH et la conductivité influençaient principalement les communautés de diatomées en conditions naturelles, surpassant l'influence de l'écorégion et de l'ordre du cours d'eau. Afin de réduire l'effet des variations naturelles de pH sur l'évaluation de l'intégrité biologique, l'IDEC a été divisé en deux sous-indices : un pour les sites dont le biotype de référence est typique des eaux naturellement circumneutres (pH ~ 6 - 7,6) et un pour les sites dont le biotype de référence est typique des eaux naturellement alcalines (pH ~ 7,6 - 8,8). La distinction entre ces deux sous-indices est essentielle, puisqu'elle assure que toute rivière

ait le potentiel d'atteindre des valeurs indicielles élevées, advenant la restauration de son écosystème.

Suivant les étapes de l'ACR, chaque site altéré a ensuite été assigné au sous-indice le plus approprié en fonction de la présence de communautés de référence alcalines ou circumneutres dans sa sous-écorégion d'appartenance (étape iib de l'ACR) (approche régionale). Toutefois, alors que certaines études ont démontré des correspondances entre les écorégions et les communautés de diatomées de référence (ex. Wasson *et al.*, 2002), l'étude de Grenier *et al.* (2006) et d'autres (ex. Gosselain *et al.*, 2005; Tison *et al.*, 2007) ont démontré que la distribution spatiale des communautés de diatomées de référence correspond principalement au pH et à la conductivité naturels plutôt qu'à l'ensemble des facteurs régionaux utilisés pour définir les écorégions. **Le pH d'un cours d'eau, étant expliqué à la fois par des facteurs naturels et anthropiques, il est important d'identifier les facteurs responsables du pH naturel d'un cours d'eau et de les utiliser pour sélectionner le biotype de référence approprié pour chaque site « test ».** L'identification des facteurs environnementaux est généralement effectuée à l'aide de modèles prédictifs (approche par modélisation).

Les limitations des modèles linéaires, telle l'analyse discriminante linéaire (ADL) utilisée pour le développement de RIVPACS (Wright *et al.*, 1993), AusRivAS (Parsons et Norris, 1996), et BEAST (Reynoldson *et al.*, 1995), ont amené les chercheurs à utiliser des modèles non linéaires, tels les arbres de classification et de régression (CART; De'ath et Fabricius, 2000; De'ath, 2002), les réseaux de neurones artificiels (RNA;

Lek *et al.*, 1996; Brosse et Lek, 2000), les algorithmes génétiques (D'heyere *et al.*, 2006; Termansen *et al.*, 2006) et les *random forests* (RF). Récemment, Tison *et al.* (2007) ont comparé la capacité prédictive des ArCl, RNA et ADL pour discriminer les biotypes de diatomées de référence en France. L'utilisation des RF est récente et rare en écologie (ex. Iverson *et al.*, 2004; Cutler *et al.*, 2007). **Dans le cas de l'IDEC, à ce jour, aucun modèle prédictif n'a été utilisé pour sélectionner le biotype de référence approprié pour chaque cours d'eau altéré.**

Finalement, suivant l'ACR (étape iii de l'ACR), deux sous-indices ont été développés par Lavoie *et al.* (2006) à partir d'une analyse des correspondances (AC), afin de permettre l'évaluation du niveau d'intégrité biologique de chaque site utilisé pour développer l'IDEC et des sites « test ». La valeur indicielle (distance à la référence) est déterminée par la position d'une communauté de diatomées (site) le long du gradient de maximum de variance (premier axe d'altération; figure 2.11). Elle est donc strictement déterminée par la structure des communautés de diatomées et indépendante des variables environnementales. La position de chaque communauté le long du gradient de l'AC (coordonnées - x) a été graduée de nouveau entre 0 et 100. Une valeur d'indice élevée représente une communauté (site) de référence, alors qu'une valeur faible représente une communauté altérée. Pour faciliter l'interprétation de la « distance » biologique d'une communauté avec ses communautés de référence, le gradient d'altération a été arbitrairement divisé en cinq classes qualitatives d'intégrité biologique de largeurs égales, représentant le niveau d'intégrité biologique : 0 à 20 = très mauvais état, 21 à 40 = mauvais état, 41 à 60 = état moyen, 61 à 80 = bon état et 81 à 100 = très bon état.

Cette approche utilisée pour définir le nombre de classe et les limites entre ces classes, tout comme celles utilisées pour développer la plupart des outils de suivi biologique (ex. IBIs, IBD, IPS, RIVPACS, BEAST, AusRivAS et TSA), manque toutefois de considération écologique. Il serait donc plus approprié de définir les classes afin qu'elles correspondent à des changements (seuils) écologiques significatifs se produisant dans les communautés de diatomées.

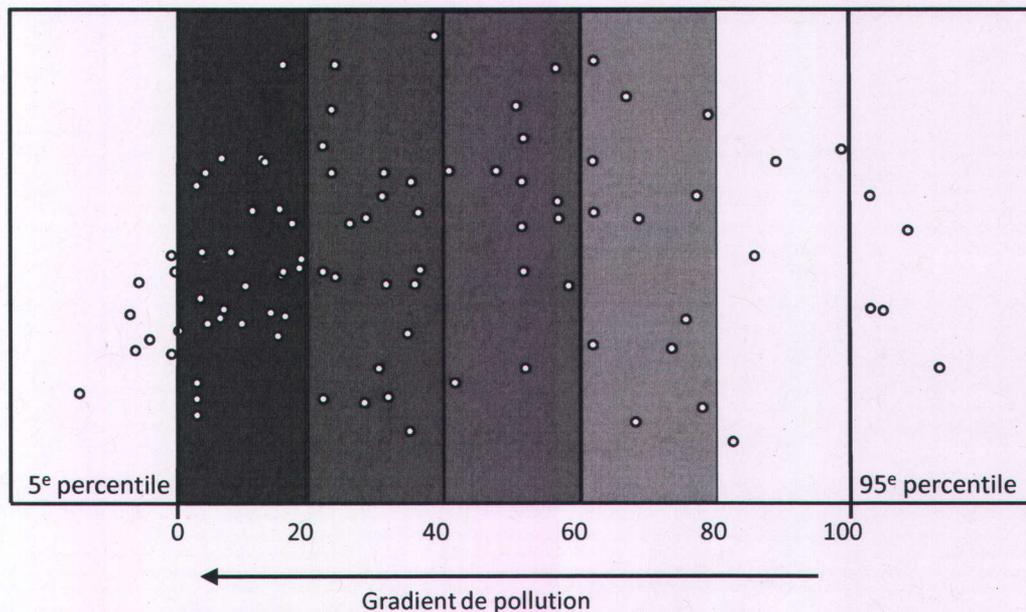


Figure 2.11 : Illustration des cinq classes d'intégrité biologique utilisées pour la première version de l'IDEC. Les cercles représentent la position de chaque site (communauté de diatomées) dans une analyse des correspondances (AC). La position des échantillons sur le premier axe de l'AC détermine la valeur d'indice. Le premier axe a été gradué de nouveau pour s'échelonner entre 0 et 100, en utilisant le 5^e et le 95^e percentile comme étant les valeurs minimales et maximales.

2.4 Diagnose des causes de la dégradation : GIBSI

L'identification des causes probables de la dégradation (étape iv de l'ACR) d'un site peuvent être identifiées par l'étude des sources de pollution présentes dans le bassin versants en amont de ce site et/ou par la simulation d'un ajout, d'un retrait, d'une augmentation ou d'une diminution de certaines sources de pollution potentielles (ex. simulation de la diminution des surfaces cultivées en maïs). C'est ce que permet, entre autres, le système GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé) (Villeneuve *et al.*, 1998; Rousseau *et al.*, 2000; Rousseau *et al.*, 2005; Quilbé et Rousseau, 2007). GIBSI est un système de modélisation intégré créé pour assister les intervenants dans les processus de prise de décision pour la gestion de l'eau à l'échelle des bassins versants. Il modélise les principaux processus physico-chimiques qui influencent l'évolution quantitative et qualitative des eaux de surface d'un bassin versant. Il permet, entre autres, d'évaluer l'effet de scénarios de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) en milieux urbains, agricoles et forestiers sur la quantité et la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant de la rivière Chaudière (Québec : 6682 km²) (Rousseau *et al.*, 2005; Quilbé et Rousseau, 2007). **Or, ce qui importe ultimement pour évaluer l'intégrité écologique d'un écosystème ce ne sont pas les concentrations ou les valeurs physico-chimiques, mais plutôt leurs effets sur les communautés biologiques. Intégrer un indice biotique basé sur l'ACR (ex. IDEC) à GIBSI permettrait d'évaluer l'effet de PGB sur l'intégrité biologique des cours d'eau du bassin versant de la rivière Chaudière.**

GIBSI se compose de plusieurs modules de gestion (gestion des barrages, occupation du sol, pratiques agricoles et gestion des rejets ponctuels) couplés à des modèles mécanistes afin de simuler les processus hydrologiques, de l'érosion des sols, du transport des polluants et de la qualité de l'eau en tout point du réseau hydrographique. Au terme des simulations, une prédiction journalière des variables physico-chimiques suivantes est disponible :

- la concentration en sédiments en suspension (mg/l);
- la concentration en azote organique (mg/l);
- la concentration en azote totale (mg/l);
- la concentration en azote-ammoniacal N-NH₃ (mg/l);
- la concentration en azote-nitrates N-NO₃ (mg/l);
- la concentration en azote-nitrites N-NO₂ (mg/l);
- la concentration en chlorophylle-*a* (mg/l);
- la concentration en coliformes fécaux (nb/100ml);
- la concentration en oxygène dissous (mg/l);
- la concentration en phosphore dissous (mg/l);
- la concentration en phosphore organique (mg/l);
- la concentration en phosphore total (mg/l);
- la demande biochimique en oxygène (DBO₅) (mg/l);
- la température (°C).

GIBSI se compose finalement d'un système de gestion de base de données MySQL® (Pedersen *et al.*, 2005), d'un système d'information géographique et d'une interface graphique (Figure 2.12). Les résultats sont rendus disponibles et analysés par l'entremise d'outils d'analyse (ex. cartes, graphiques, etc.).

Structure générale de GIBSI

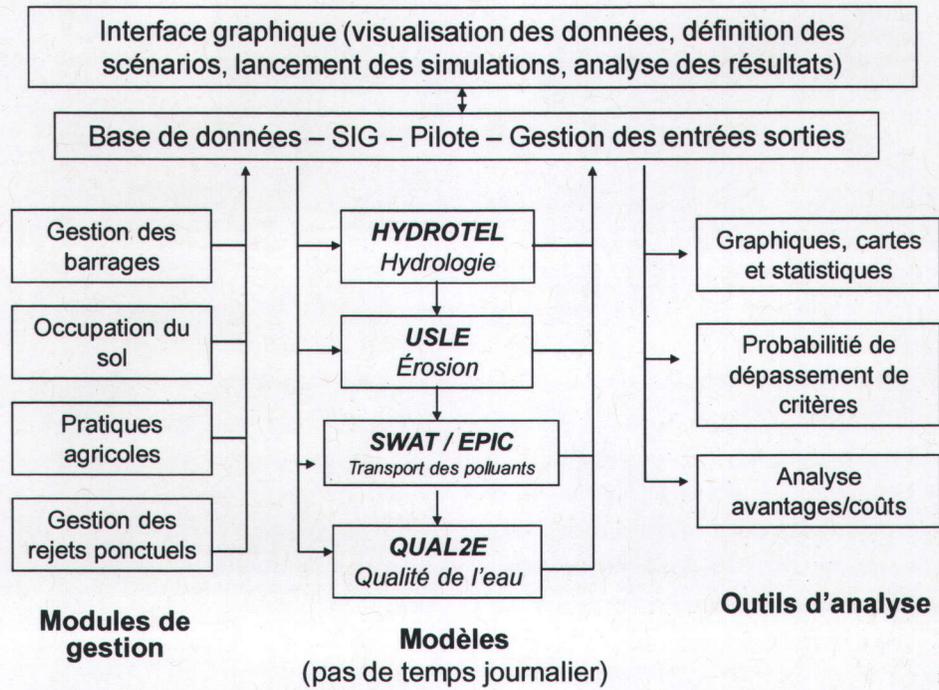


Figure 2.12 : Représentation schématique de GIBSI.

3. Objectifs de l'étude

L'objectif général de cette étude était d'intégrer à GIBSI un module permettant de prédire le niveau d'intégrité biologique (évaluer à partir des communautés de macroinvertébrés et de diatomées) en tout point du réseau hydrographique du bassin de la rivière Chaudière (Figure 3.1).

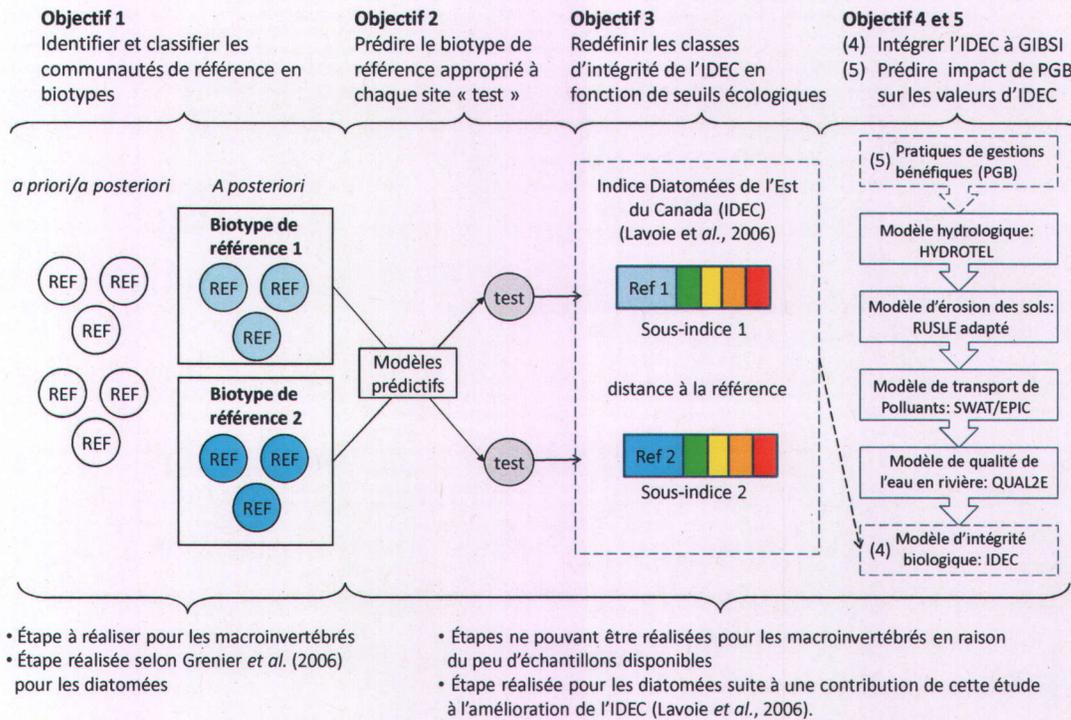


Figure 3.1 : Représentation schématique des quatre objectifs spécifiques réalisés dans cette étude afin d'intégrer à GIBSI un module permettant de prédire le niveau d'intégrité biologique.

Les objectifs spécifiques de l'étude étaient les suivants :

1) Identifier et classier les communautés de macroinvertébrés benthiques de référence à partir des cartes auto-organisatrices de Kohonen et des analyses multivariées

Le premier objectif était : (1a) d'identifier et classier les communautés (sites) de macroinvertébrés de référence (formation de biotypes) à partir d'une méthode *a posteriori*; (1b) d'identifier les facteurs environnementaux naturels qui expliquent la différenciation entre ces biotypes; (1c) de comparer les communautés de référence sélectionnées par les approches *a posteriori* et *a priori*; (1d) de tester la capacité de métriques et d'indices biotiques à différencier les conditions de référence des conditions altérées. De plus, il était prévu, dans la phase initiale des travaux, qu'un indice basé sur l'ACR soit développé à partir des communautés de macroinvertébrés et intégré au système GIBSI. Toutefois, la base de données utilisée contenant peu de sites de référence et couvrant une faible superficie du territoire québécois, cette initiative fut abandonnée.

2) Prédire les biotypes de diatomées de référence des rivières du Québec à partir des arbres de classification, des *random forests* et des réseaux de neurones artificiels

Tel que mentionné précédemment, l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) est subdivisé en deux sous-indices, soit l'indice neutre et l'indice alcalin. Afin de palier aux faiblesses de l'approche écorégionale utilisée dans la première version de l'IDEC et

d'intégrer l'IDEC à GIBSI, il était nécessaire de développer un modèle permettant de déterminer quel sous-indice doit être utilisé pour un site « test » en particulier. Le deuxième objectif consistait donc : (2a) à identifier les facteurs environnementaux naturels qui expliquent les différences entre les biotypes de diatomées de référence (neutre ou alcalin); (2b) à évaluer et comparer la performance de trois modèles prédictifs (arbres de classification, réseaux de neurones artificiels et *random forests*) permettant de sélectionner le biotype de référence adéquat pour chaque site « test » échantillonné.

3) Redéfinir les limites des classes d'intégrité écologique de l'IDEC en fonction de seuils écologiques significatifs

Tel que mentionné précédemment, l'IDEC fut divisé, lors de la phase initiale de son développement, en cinq classes d'intégrité biologique de largeurs égales. Cette subdivision arbitraire méritait d'être revue avant l'intégration de l'IDEC à GIBSI. Le troisième objectif était donc de développer une approche pour redéfinir les classes d'intégrité biologique de l'IDEC en déterminant des seuils entre les classes qui ont une signification écologique, au lieu des classes de largeur égale utilisées dans la première version de l'IDEC.

4) Intégrer l'indice biologique IDEC au système GIBSI (Gestion Intégrée par Bassin versant à l'aide d'un Système Informatisé)

Le quatrième objectif était : (4a) de relier le niveau d'intégrité biologique (valeurs d'IDEC) aux sources de pollution physico-chimiques à l'aide de modèles statistiques empiriques; (4b) d'intégrer les modèles statistiques développés au système GIBSI afin de prédire, à partir de la physico-chimie de l'eau simulée par GIBSI, le niveau d'intégrité biologique (valeurs de l'IDEC) associé à chaque site dans le bassin versant de la rivière Chaudière.

5) Simuler l'effet de pratiques de gestion bénéfique en milieu agricole sur l'intégrité biologique des cours d'eau à partir des variables physico-chimiques simulées par GIBSI

Le cinquième objectif était d'évaluer l'effet de pratiques de gestions bénéfiques (conversion des cultures de maïs et céréales en pâturage et foin, ajout d'une bande riveraine de trois mètres et conversion des cultures de maïs et céréales en friches) et des apports ponctuels provenant de deux usines d'épuration des eaux usées (absence de pollution diffuse) sur l'intégrité biologique (IDEC), à l'embouchure de la rivière Beaurivage, un sous-bassin versant de la rivière Chaudière, ainsi qu'en amont et en aval du Bras d'Henri, un sous-bassin versant de la rivière Beaurivage.

4. Identification et classification des communautés de macroinvertébrés benthiques de référence à partir des cartes auto-organisatrices de Kohonen et des analyses multivariées

Cette partie de l'étude consistait à identifier et classer les communautés de macroinvertébrés de référence afin de réduire l'effet des variables naturelles dans l'évaluation de l'intégrité biologique des rivières. Elle constitue la première étape pouvant mener au développement d'un indice biotique (Figure 4.1).

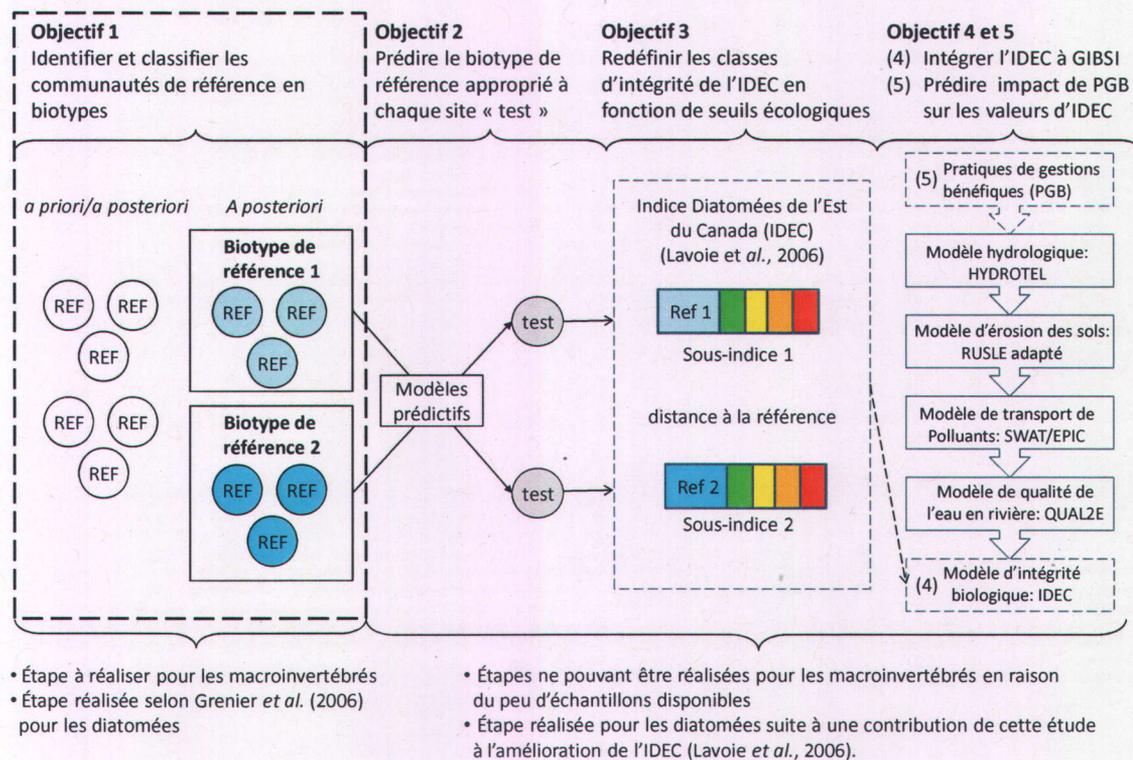


Figure 4.1 : Représentation schématique des quatre objectifs spécifiques réalisés dans cette étude afin d'intégrer à GIBSI un module permettant de prédire le niveau d'intégrité biologique. L'objectif 1 est réalisé dans ce chapitre (mis en évidence dans la figure).

4.1 Matériel et méthode

4.1.1 Territoire à l'étude et données disponibles

Trente et un sites ont été échantillonnés par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), à la fin de l'été et à l'automne, entre 2003 et 2005 (Figure 4.2). Ils se trouvent majoritairement dans cinq grands bassins versants et certains de leurs tributaires principaux : Chaudière, Etchemin, Du Chêne, Du Sud et Boyer. Les sites ont été échantillonnés une fois durant cette période, sauf ceux des rivières Boyer Nord, Boyer Sud, des Abénaquis et le ruisseau sans nom (Etchemin) qui ont été échantillonnés en 2003, 2004 et 2005 (codés « 03-04-05 » à la fin des noms de sites). Un total de 39 échantillons ont fait l'objet de cette étude. Ils constituent les premiers échantillons d'une base de données en développement. Une description des sites d'échantillonnage est disponible à l'annexe 3.

Le territoire à l'étude est partagé en deux écorégions : les Basses-terres du Saint-Laurent (BT) et les Appalaches (AP). Ces écorégions ont été subdivisées en régions naturelles par Li et Ducruc (2000). Les 15 sites des BT se localisent dans la région naturelle de la Plaine du moyen Saint-Laurent, alors que les 16 sites des Appalaches se localisent dans la région naturelle des Plateaux d'Estrie-Beauce. Les cours d'eau à l'étude ont généralement de faibles conductivité, turbidité et concentration en nutriments. Une description détaillée du territoire à l'étude est disponible à l'annexe 1.

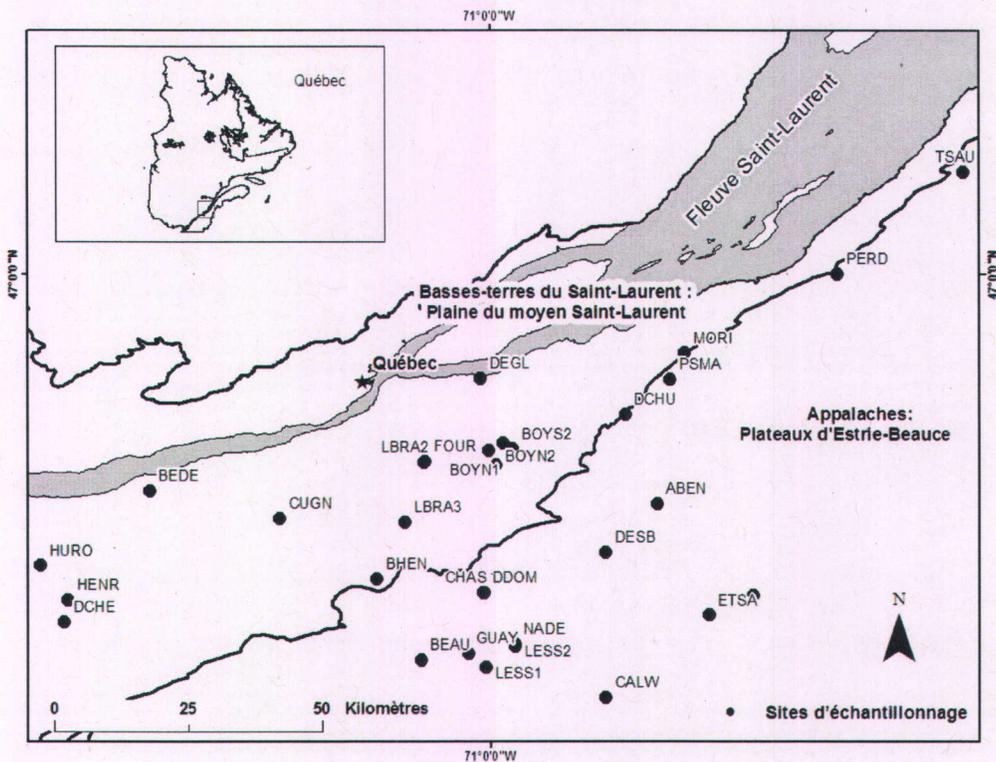


Figure 4.2 : Localisation des sites d'échantillonnage des communautés de macroinvertébrés de 2003 à 2005.

Macroinvertébrés

Les macroinvertébrés benthiques ont été échantillonnés par le MDDEP. La méthode d'échantillonnage monohabitat (*single habitat*) a été privilégiée dans cette étude (Barbour *et al.*, 1999; Stark *et al.*, 2001; MDDEP, 2008b). Cette méthode restreint l'échantillonnage des macroinvertébrés aux petits cours d'eau dont la profondeur n'excède pas un mètre, communément appelés cours d'eau accessibles à gué (*wadeable*), (du 1^{er} au 4^e ordre de Strahler; définis sur une carte topographique 1 : 20 000), dont le substrat est rocheux et l'écoulement de l'eau est surtout rapide. Cette méthode est employée afin de réduire l'effet du substrat et de la vitesse de courant sur les

communautés de macroinvertébrés. L'échantillonnage a été réalisé avec un filet troubleau ou D-net (maille 600 µm) et les macroinvertébrés ont été délogés avec les mains sur une surface de 50 cm par 30 cm pendant 30 secondes. Pour chaque site, vingt coups de filet (surface d'environ 3 m²) ont été donnés dans des sections d'eau vive ou de rapides créées par la présence de seuils (*riffle*) sur un tronçon de 100 mètres. L'échantillon composite (20 coups) a été conservé dans l'alcool 95 %. Cette méthode a été adaptée de Barbour *et al.* (1999) et de Stark *et al.* (2001) par le MDDEP (2008b).

Chaque échantillon composite a été rincé préalablement sur des tamis (plus petite maille 600 µm) et ensuite déposé sur un plateau de fractionnement Caton de dimension de 30 cm x 36 cm séparé en 30 carreaux. La méthode de sous-échantillonnage utilisée est basée sur un nombre fixe. Ainsi, des carreaux ont été choisis aléatoirement, jusqu'à l'obtention d'au moins 200 organismes. La procédure détaillée se trouve dans MDDEP (2008b). La plupart des organismes (surtout les insectes) ont été identifiés au niveau taxonomique du genre. Toutefois, pour les fins de cette étude, le niveau d'identification a été ramené à la famille et exprimé en abondance relative. Ce niveau d'identification est approprié pour des programmes d'évaluation biologique (Rosenberg *et al.*, 1999; Reynoldson *et al.*, 2001; Feio *et al.*, 2006).

Physico-chimie de l'eau

Des variables caractérisant la physico-chimie, l'habitat du tronçon de cours d'eau et le bassin versant en amont de chaque site d'échantillonnage ont été évaluées afin

d'identifier les variables environnementales ayant une influence sur la structure des communautés de macroinvertébrés. Certaines variables ont été transformées afin d'améliorer leur normalité et de réduire l'effet des valeurs extrêmes. En raison du grand nombre de variables utilisées dans l'étude, la description et les acronymes des variables environnementales sont disponibles à l'annexe 3.

Les échantillons d'eau ont été prélevés à trois reprises à intervalle d'un mois, soit deux fois avant l'échantillonnage des macroinvertébrés (juillet, août) et une fois à l'échantillonnage de ces derniers (septembre). Les prélèvements d'eau ont été réalisés selon la méthode décrite par Hébert et Légaré (2000). Les analyses d'eau ont été réalisées par le MDDEP. En 2003, l'analyse de l'alcalinité et du carbone organique dissous a été réalisée par le groupe de recherche en Écologie Aquatique de l'UQAM (GREAU) et l'analyse de la turbidité et des solides en suspension par le laboratoire de recherche sur les bassins versants de l'UQTR (LBV-UQTR). Les mesures de pH, de conductivité, de température et d'oxygène dissous ont été prises *in situ* à l'aide d'une sonde YSI. Les variables physico-chimiques suivantes ont été considérées dans l'étude : le phosphore total (persulfate, PT; mg/L), l'azote total (NT; mg/L), le pH, la conductivité (CON; μ S/cm), la température (TEMP; °C), l'oxygène dissous (O2; mg/L), la turbidité (TUR; UNT), les solides en suspension (SS; mg/L), l'alcalinité (ALC; mg/L) et le carbone organique dissous (COD; mg/L). La moyenne des variables physico-chimiques a été calculée à partir de trois échantillons.

Habitat

Les caractéristiques du tronçon, de l'habitat physique et de la bande riveraine ont été évaluées pour chaque site d'échantillonnage. Les caractéristiques du tronçon considérées dans l'étude sont : la largeur du cours d'eau, la profondeur maximale de la rivière, le type d'écoulement (pourcentage de : fosse, régulier, rapide), la vitesse du courant, l'ordre du cours d'eau et l'altitude du site. La caractéristique du lit du cours d'eau considérée est la composition du substrat (pourcentage de : argiles-limons, sable, gravier, galet, bloc, roc).

L'évaluation de la qualité de l'habitat physique de chaque tronçon a été réalisée selon une adaptation du protocole d'habitat *Rapid Bioassessment Protocols* (RBP) de Barbour *et al.* (1999) (MDDEP, 2008b). Ce protocole considère dix variables de l'habitat, chacune évaluée sur une échelle de 0 à 20. La somme des valeurs associée à ces dix variables constitue l'indice de qualité de l'habitat dont la valeur maximale est de 200 points. Ces dix variables 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 et la fréquence des seuils. De plus, les caractéristiques de la bande riveraine considérées étaient : la stabilité des berges, la protection végétale de la berge et la largeur de la bande végétale. La composition de la bande riveraine a été évaluée (pourcentage de : artificielle, sol nu, herbacée, arbustive, arborescente, pâturage, cultures, fourrages), ce qui a permis le calcul d'un indice de qualité de la bande riveraine (Saint-Jacques et Richard, 1998).

Bassin versant

Un système d'information géographique (ArcGIS; version 8, ESRI Redlands, Californie) a été utilisé pour déterminer les caractéristiques du bassin versant en amont de chaque site d'échantillonnage. Les variables considérées sont : l'aire du bassin versant, la région naturelle, la géologie (roches felsiques, mafiques, ultra-mafiques, gneiss et paragneiss, siliceuses, argileuses, carbonatées), les dépôts de surface (alluvions, dépôts fluvioglaciaires, dépôts lacustres, dépôts glaciaires, dépôts marins et affleurement rocheux) et l'utilisation du sol (forestier, agriculture, milieux humides, urbain). Les données précédentes ont été fournies par différentes agences gouvernementales. Les cartes géologiques proviennent du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF). La numérisation des bassins versants a été réalisée par le MDDEP à partir des cartes numériques (échelle 1 : 20 000) provenant de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ) du MRNF. Les statistiques sur l'occupation du sol proviennent des images classifiées Landsat-7, Sud du Québec, 1999 – 2003 (SCF, Faune Québec, CIC, MRNF, MAPAQ, AAC, SCF).

4.1.2 Démarche méthodologique

Les sites de référence ont d'abord été sélectionnés *a priori* par le MDDEP (Annexe 3). Cette sélection a été basée d'abord sur l'analyse de l'occupation du sol, puis validée par une reconnaissance visuelle de l'habitat et du biote sur le terrain. La contamination ponctuelle, la déforestation, la perte d'habitat, la dégradation de la bande riveraine, la

présence de terres agricoles, le développement municipal et industriel et l'urbanisation devaient être absents ou minimaux. La qualité physico-chimique de l'eau a également été considérée dans la sélection des sites de référence. Des critères quantitatifs (habitat, physico-chimie, occupation du territoire) seront éventuellement adoptés par le MDDEP afin de faciliter la sélection des sites de référence potentiels.

Une procédure en quatre étapes a été suivie afin d'identifier *a posteriori* les communautés (sites) et les biotypes de macroinvertébrés de référence. Elle est inspirée de l'approche utilisée par Grenier *et al.* (2006) pour identifier et classer les communautés de diatomées de référence des rivières du Québec (Figure 4.3).

1. Dans un premier temps, les communautés de macroinvertébrés, altérées, pas et peu altérées (en toute condition), ont été classifiées à partir des données d'abondance relative.
2. À la deuxième étape, les groupes (biotypes) qui en ont résulté ont été représentés graphiquement sur des ordinations afin d'être en mesure d'interpréter, *a posteriori*, les gradients environnementaux influençant les biotypes de macroinvertébrés de la région à l'étude et d'identifier les biotypes de référence. Les métriques et indices biotiques calculés pour chaque échantillon ont été représentés dans les ordinations en fonction de leur corrélation avec les axes d'ordination, ce qui a permis d'identifier ceux qui varient de façon similaire à l'axe de dégradation. Ils représentent des métriques et indices biotiques pouvant être utilisés pour évaluer l'intégrité biologique dans cette région.

3. La troisième étape a impliqué une seconde classification basée sur les communautés de référence. Les biotypes résultants ont été représentés graphiquement sur des ordinations afin d'interpréter, *a posteriori*, les variables environnementales qui influencent les biotypes en conditions de référence. Un gradient d'altération ayant persisté, les biotypes représentant ce niveau d'altération ont été retirés et considérés comme étant représentatifs des conditions « légèrement altérées », plutôt que des conditions de référence.
4. Finalement, la dernière étape a permis d'identifier les « vrais » biotypes de référence provenant de différents environnements, à partir d'ordinations.
5. Les communautés (sites) de référence identifiées *a posteriori* ont ensuite été comparées à celles identifiées *a priori* par le MDDEP.

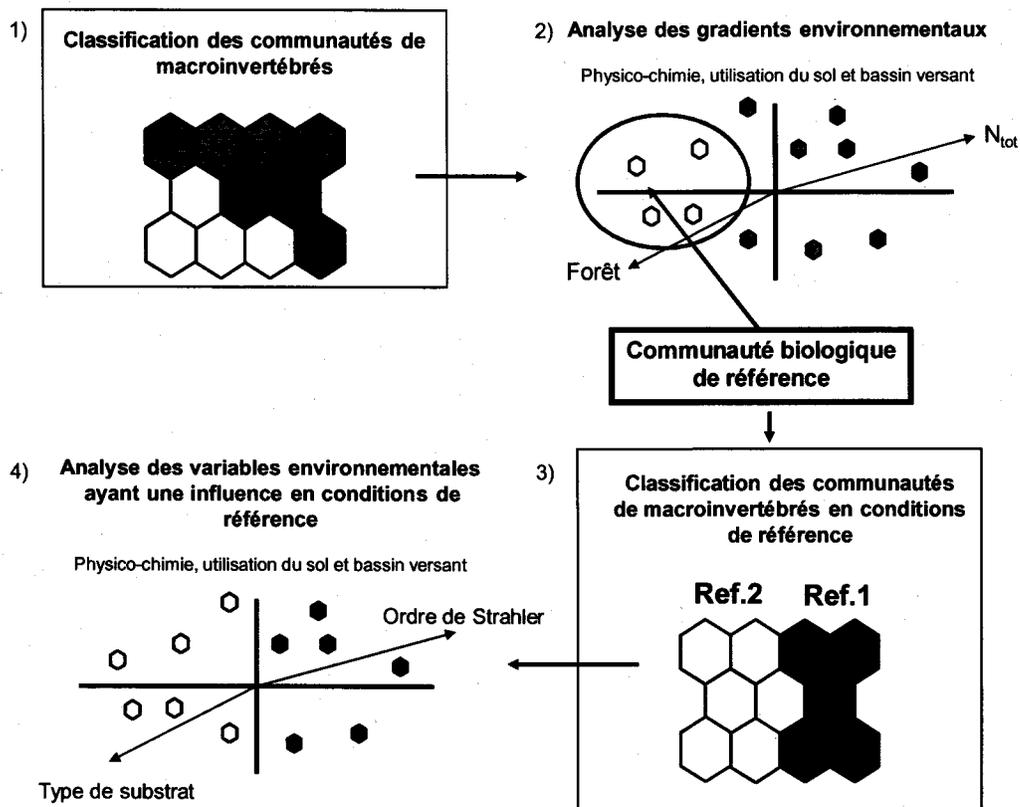


Figure 4.3 : Représentation schématique des étapes suivies pour déterminer les communautés (sites) et les biotypes de macroinvertébrés benthiques de référence.

4.1.3 Analyses statistiques

Une description détaillée des méthodes statistiques utilisées dans cette étude est disponibles à l'annexe 2.

Classification des communautés de macroinvertébrés

La classification des communautés de macroinvertébrés a été réalisée à l'aide des cartes auto-organisatrices de Kohonen (CAK; Kohonen, 1982, 2001) en utilisant la mesure de distance de Bray-Curtis (McCune et Mefford, 1999). Une formule a été utilisée pour calculer le nombre de cellules nécessaires pour la formation de la CAK ($5 \cdot (\sqrt{\text{nombre d'échantillons}})$, Y.-S. Park, University Kyung Hee, communication personnelle). Un diagramme hiérarchique *Unweighted Pair Group Method with the Arithmetic mean* (UPGMA), issu de la *U-matrix*, a été utilisé pour classifier les cellules en un nombre réduit de groupes. Les CAK ont été produites en utilisant le SOMtoolbox (Alhoniemi *et al.*, 1999; www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox) et le logiciel MATLAB (version 7.0.4, The Mathworks, 2001, Massachusetts, USA).

Analyse de l'homogénéité à l'intérieur de chaque biotype et de la différence entre les biotypes de la classification

La procédure de permutation multiréponses (PPMR) a été utilisée afin d'évaluer l'homogénéité des communautés de macroinvertébrés à l'intérieur des biotypes issus des cartes auto-organisatrices de Kohonen et leur différence entre les biotypes issus de la CAK. Le nombre peu élevé de sites d'échantillonnage (39) dans la présente étude a amené à considérer une valeur de $p \leq 0,05$ comme étant une différence significative. Le coefficient de Sorensen (Bray-Curtis) a été utilisé comme mesure de distance. Le PPMR

fut calculé à l'aide du logiciel PC-ORD (version 4, MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, McCune et Mefford, 1999).

Familles indicatrices

Les familles indicatrices de chaque biotype et chaque niveau des classifications issus des cartes auto-organisatrices de Kohonen ont été identifiées. Cette information permet d'identifier les familles de macroinvertébrés typiques de conditions environnementales particulières, donc leur écologie dans la région à l'étude. Les valeurs indicatrices se situent entre 1 (pas indicatrice) et 100 (très indicatrice). Une valeur de 100 signifie qu'une famille est spécifique à un biotype, sans erreur possible, pour le jeu de données en question. Dans cette étude, une valeur indicatrice ≥ 50 et un seuil de signification $p \leq 0,05$ ont été retenus. L'indice fut calculé à l'aide de PC-ORD (version 4, MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, McCune et Mefford, 1999).

Les ordinations

L'analyse des correspondances (AC) a été utilisée afin de représenter les biotypes sur un gradient, sans influence des variables environnementales, et de confirmer ou infirmer la classification établie à partir des CAK.

L'analyse des correspondances redressée (ACRD) a été utilisée afin de déterminer quel type d'ordination (analyse canonique des correspondances, ACC, ou une analyse de

redondance, AR) devait être utilisé pour identifier les variables environnementales ayant une influence sur la structure des communautés de macroinvertébrés. Selon ter Braak et Prentice (1988), une longueur du premier axe de l'ordination : (i) plus petite que 1,5 écart type indique une relation linéaire; (ii) plus grande que 3 écarts types indique une relation unimodale; (iii) entre 1,5 et 3 écarts types, la relation peut être l'une ou l'autre. L'AR doit être employée pour les relations linéaires et l'ACC pour les relations unimodales.

L'ACC et l'AR ont été utilisées pour identifier, *a posteriori*, les biotypes de référence et identifier les variables environnementales qui expliquent une partie significative de la variance dans la structure des communautés de macroinvertébrés. Ces analyses ont ultimement permis d'interpréter la composition environnementale des principaux axes de variations des communautés représentées sur les AC correspondantes. Les biotypes localisés à l'inverse du gradient d'altération ont été considérés en tant que biotypes légèrement ou pas altérés. Des ACC ou AR préliminaires ont été effectuées séparément pour les variables reliées à la physico-chimie, au bassin versant et à l'habitat, en raison du grand nombre de variables disponibles. Les variables avec un facteur d'inflation de la variance (VIF) excédant dix, ne furent pas incluses dans les analyses car elles étaient fortement corrélées avec d'autres variables. Les tests de permutation de Monte Carlo ont été utilisés pour sélectionner les variables qui expliquent une partie significative de la variance ($p \leq 0,01$). Les variables significatives des analyses préliminaires ont ensuite été réunies dans une analyse finale afin d'identifier les variables qui expliquent la plus grande partie significative, et non corrélée, de la variance dans les communautés de

macroinvertébrés. Les variables corrélées aux variables significatives ont été incluses dans l'ordination comme variables passives.

Toutes les ordinations ont été réalisées à partir du logiciel CANOCO (version 4.5, Center for Biometry, Wageningen, ter Braak et Smilauer, 2002).

4.1.4 Métriques et indices multimétriques

Dix huit métriques basées sur la richesse taxonomique, la composition et la tolérance à la pollution ont été calculées à partir des sites de référence sélectionnés *a priori* (Annexe 3). Ces métriques sont couramment utilisées dans des programmes de surveillance biologique (Barbour *et al.*, 1999; Mandaville, 2002). Elles sont des caractéristiques des communautés biologiques qui changent d'une façon prévisible avec l'augmentation des perturbations (Barbour *et al.*, 1999). Les indices Hilsenhoff (FBI; Hilsenhoff, 1987), *Average score per taxon* (ASPT; Rosenberg et Resh, 1993) et l'indice multimétrique de la Virginie Occidentale (West Virginia) (IMIBWVf; Tetra Tech, 2000), adapté par le MDDEP, ont été utilisés (Annexe 3). Les métriques et indices biotiques ont été inclus dans les ordinations comme variables passives. Leur position dans l'ordination est fonction de leur corrélation avec les axes d'ordination. Leur capacité à distinguer les conditions de référence des conditions altérées a été évaluée à partir des classifications et des ordinations. Cette distinction est cruciale pour la sélection des métriques et indices biotiques appropriés pour l'évaluation de l'intégrité des écosystèmes aquatiques

(Barbour *et al.*, 1999). L'interprétation des niveaux de tolérance des taxons à la pollution est issue des travaux de Hilsenhoff (1988), Barbour *et al.* (1999) et Bode *et al.* (2002).

4.2 Résultats

4.2.1 Communautés de macroinvertébrés

Biotypes

Au total, 77 taxons de macroinvertébrés ont été distingués au niveau de la famille et autres niveaux supérieurs. Les 39 communautés de macroinvertébrés ont été classifiées par une CAK en six biotypes basés uniquement sur l'abondance relative des taxons (Figure 4.4). La statistique A révèle que l'homogénéité des communautés 4 à 6 est élevée (près de 0,1), mais qu'elles sont significativement différentes les unes des autres ($p \leq 0,05$), alors que les communautés des biotypes 1 à 3 sont moins homogènes ($A < 0,03$), mais tout de même différentes ($p \leq 0,05$) les unes des autres.

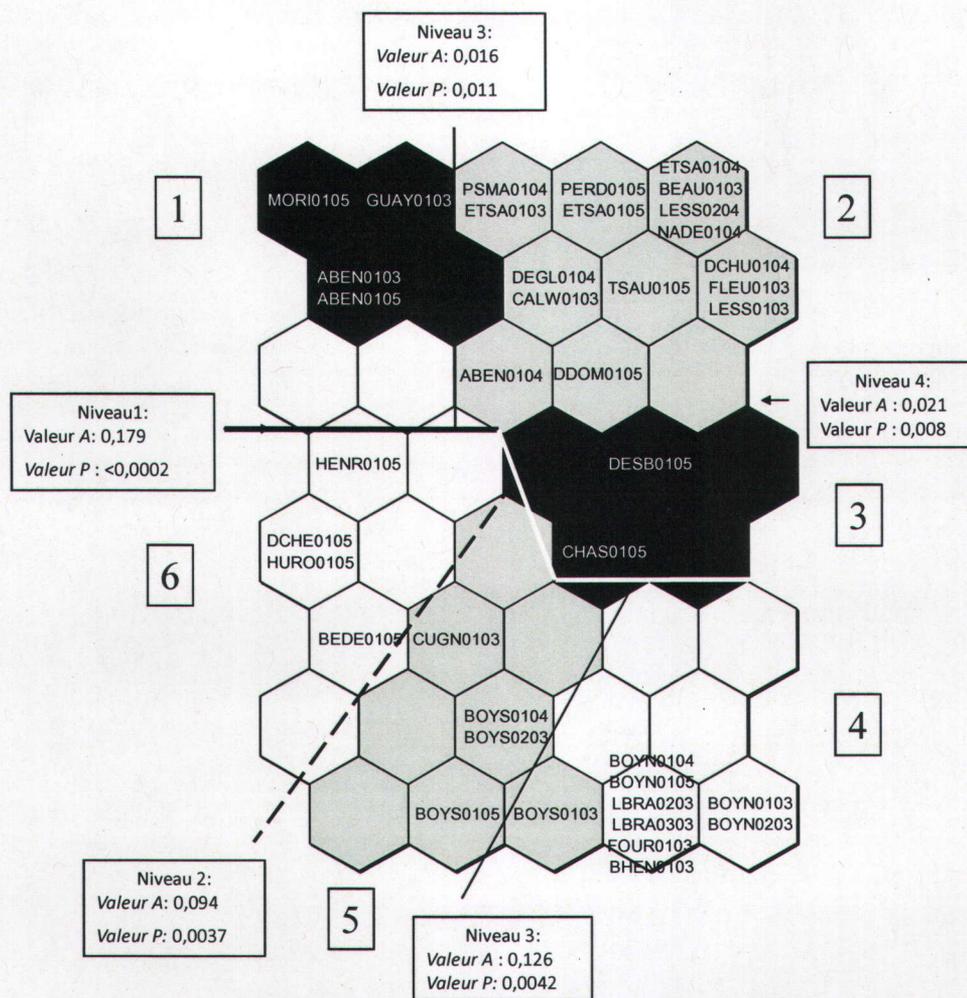
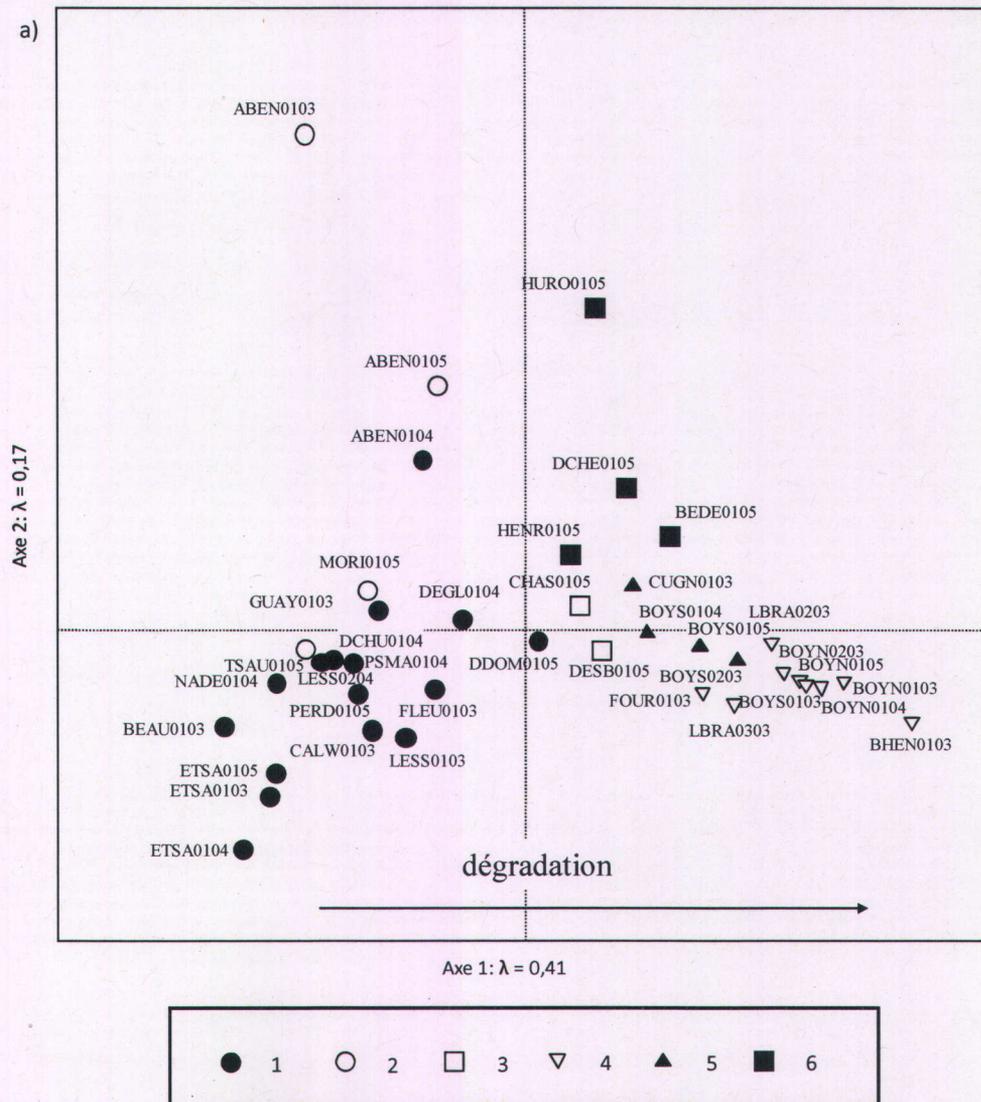


Figure 4.4 : Représentation des six biotypes de macroinvertébrés formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (CAK). Les chiffres encadrés identifient les biotypes. Les niveaux de différenciation des biotypes établis par la *U-matrix*, ainsi que leurs statistiques *A* et *p*, sont représentés dans les boîtes. Les nombres dans les cellules représentent les numéros d'identification des 39 échantillons (Annexe 3).

Gradients environnementaux

Les communautés et les biotypes formés par la CAK, ont ensuite été représentés, *a posteriori*, dans une AC afin d'identifier, sans influence des variables environnementales, la direction des gradients environnementaux qui déterminent la

structure des communautés de macroinvertébrés (Figure 4.5). Les trois premiers axes de l'AC résument 41,1 % de la variation observée dans les taxons de macroinvertébrés.



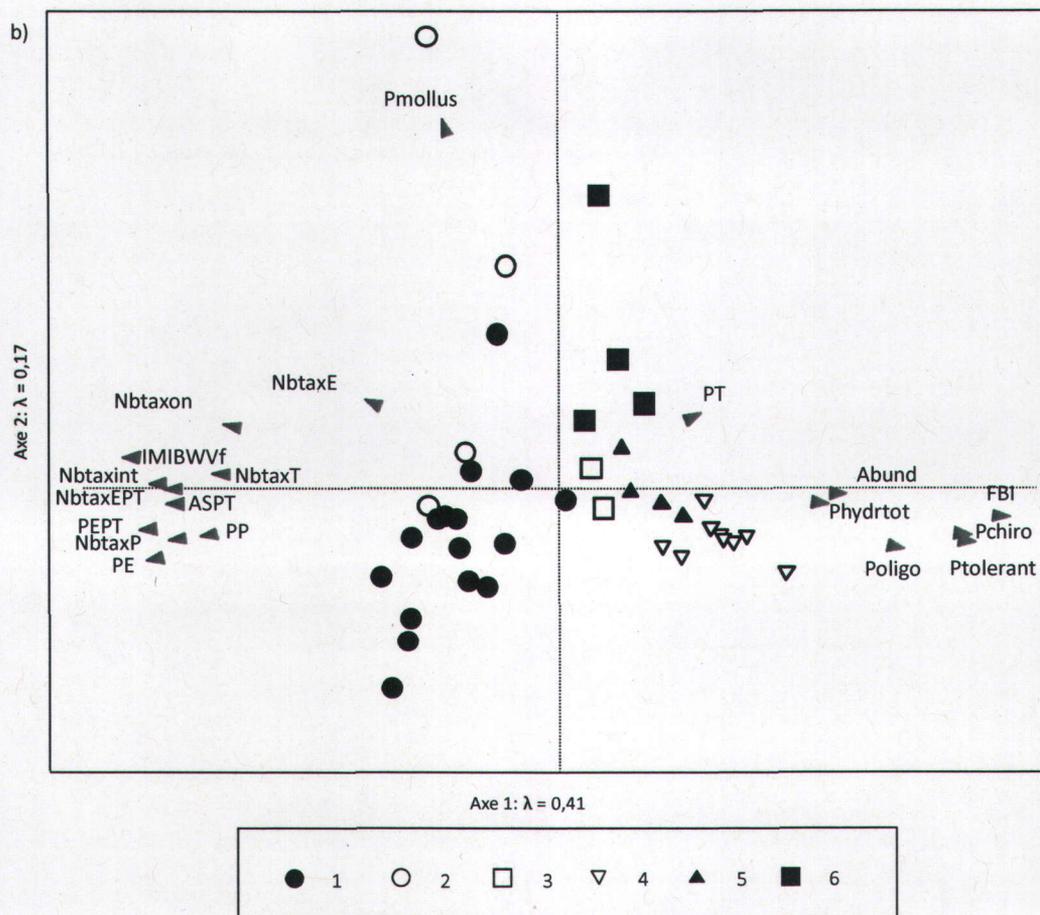


Figure 4.5: (a) Analyse des correspondances (AC) représentant la position des échantillons et des biotypes (axes 1 et 2). (b) Analyse des correspondances (AC) représentant la position et la direction des indices IMIBWVF, ASPT et FBI et autres métriques par rapport aux échantillons, aux biotypes et aux axes 1 et 2. Les biotypes sont représentés par différents pictogrammes. La description des échantillons et la description des métriques et des indices multimétriques sont disponible à l'annexe 3.

Une ACRD préliminaire a indiqué qu'une ACC était plus appropriée pour explorer la relation entre les communautés de macroinvertébrés et les variables environnementales. Plusieurs ACCs ont été réalisées afin d'interpréter les principaux gradients de l'AC et d'identifier les biotypes de référence (Figure 4.6).

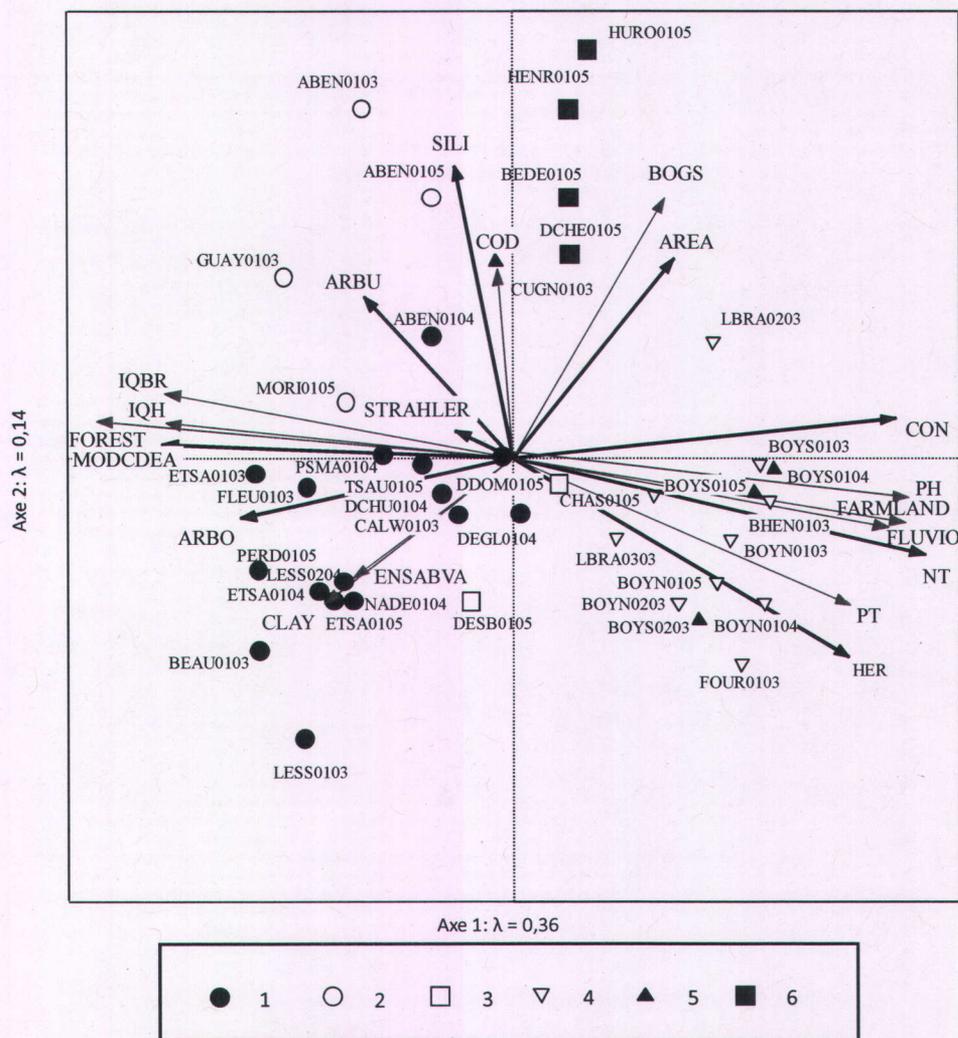


Figure 4.6 : Analyse canonique des correspondances (ACC) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives (axes 1 et 2). Les variables significatives (actives) sont représentées en noir et en caractères gras. Les variables corrélées (passives) sont représentées en gris. Les biotypes sont représentés par différents pictogrammes. La description des variables et des échantillons sont disponibles à l'annexe 3.

Les variables environnementales expliquent la moitié de la variance dans les communautés de macroinvertébrés. Les deux premiers axes de l'ACC expliquent 55,2 % de la relation entre les taxons et les variables environnementales significatives. Le premier axe de l'ACC peut être interprété comme un axe d'altération par sa forte corrélation avec les concentrations en NT et PT et la CON. La forte correspondance entre

la position des échantillons et les biotypes dans l'AC et l'ACC (Figures 4.5 et 4.6) suggère que l'interprétation des axes de l'ACC peut s'appliquer à l'AC. Les biotypes 1 et 2 représentent les conditions peu ou pas altérées, car ils sont positionnés dans la moitié inverse de cet axe. Les biotypes 4 à 6 représentent les conditions les plus altérées. Ils sont davantage localisés dans les BT où les terres agricoles (FARMLAND) occupent une grande proportion du bassin versant en amont. Les cours d'eau altérés ont subi des modifications de leur tronçon (MODCDEA) et la qualité de l'habitat (IQH) y est moindre que dans les cours d'eau peu ou pas altérés. Les rives des cours d'eau altérés sont davantage herbacées (HER), ce qui contribue à diminuer la qualité de la bande riveraine (IQBR). Le deuxième axe de l'ACC semble pouvoir être interprété comme un axe influencé par des concentrations naturelles de COD, provenant des milieux humides, qui sont plus élevées dans les biotypes 2 et 6. Les rives de ces cours d'eau sont davantage arbustives (ARBU). Leur bassin versant est plus vaste (AREA : surtout biotype 6) et composé principalement de roches siliceuses (SILI). La représentation dans les boîtes à moustache des variables environnementales significatives et des variables physico-chimiques corrélées confirme l'interprétation des biotypes issue de l'ACC (Figure 4.7).

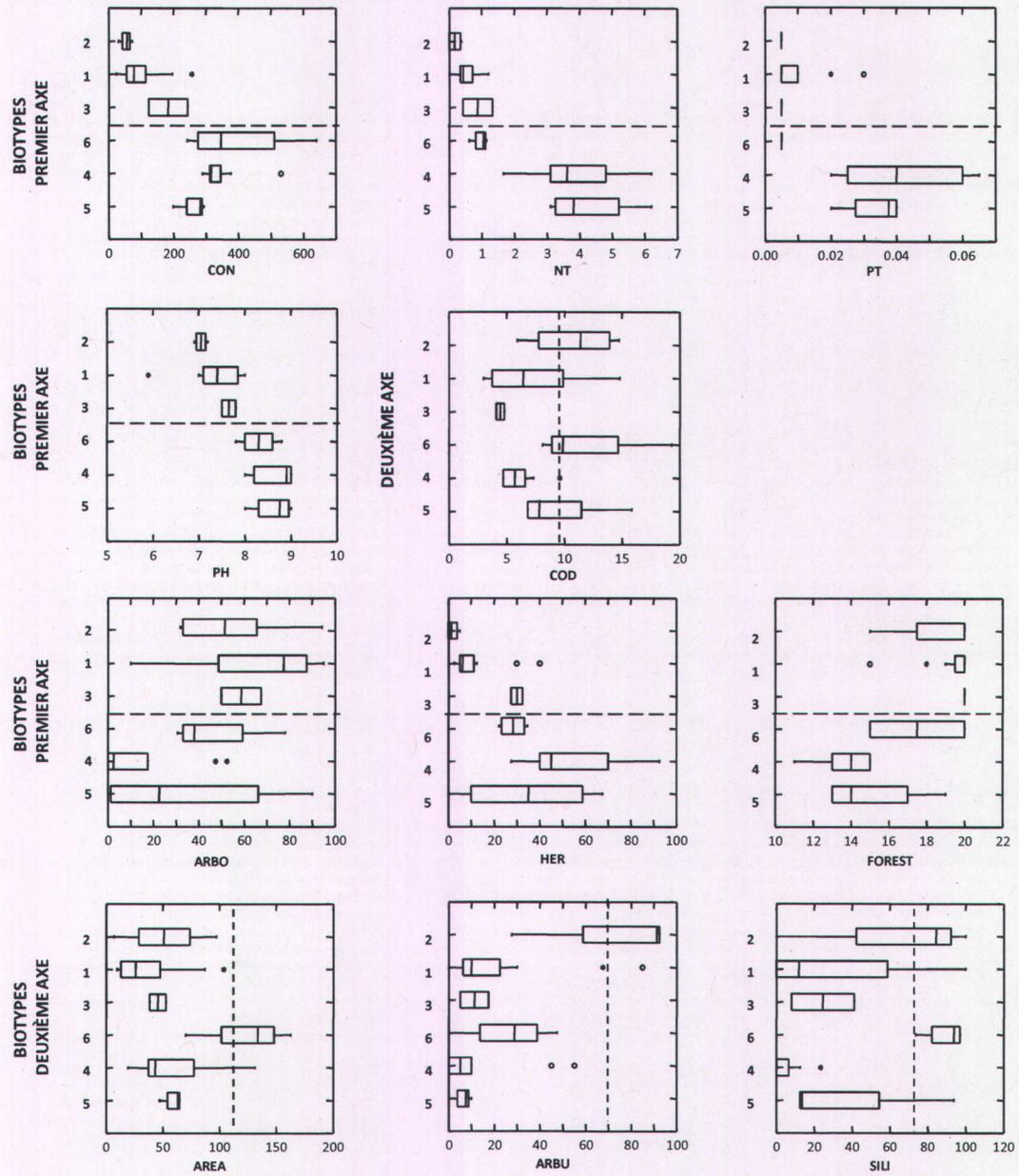


Figure 4.7 : Boîtes à moustache représentant les variables environnementales, et les variables physico-chimiques corrélées à celles-ci, ayant une influence significative sur les communautés de macroinvertébrés en toutes conditions. Elles représentent la médiane, les 25^e et 75^e percentiles et les 10^e et 90^e percentiles des distributions des variables environnementales caractérisant chaque biotype. Le libellé de l'axe des ordonnées des boîtes à moustache correspond à celui apparaissant à la gauche complètement. Les nombres apparaissant sur cet axe correspondent aux biotypes.

Description des biotypes des milieux altérés

Les taxons les plus indicateurs (valeurs indicatrices ≥ 50 ; $p \leq 0,05$) des biotypes représentant les conditions les plus altérées (4 à 6) ont été identifiés (Tableau 4.1). Ces sites sont caractérisés par des taxons tolérants tels les *Oligochaeta* (classe), les *Acari* (ordre), les *Chironomidae* (famille), les *Hydropsychidae* (famille) et les *Caenidae* (famille), ainsi que par la famille sensible des *Psychomyiidae* (Ruisseaux Beaudet et Cugnet). Le biotype 6 est typique de conditions altérées avec une concentration en COD élevée, provenant possiblement des milieux humides. Certaines familles sensibles, telles les *Brachycentridae*, ainsi que des familles moyennement sensibles, telles les *Helicopsychidae*, les *Leptoceridae*, les *Heptageniidae* et les *Gomphidae*, sont indicatrices de ces conditions et démontrent une transition vers les milieux de référence. La classe des *Oligochaeta* (biotypes 4 et 5) et la famille des *Chironomidae* (biotype 4) sont particulièrement abondantes et indicatrices des milieux les plus dégradés, soit les biotypes 4 et 5 de l'étude.

Les différentes métriques et indices biotiques ont été représentés dans l'AC afin de vérifier s'il y a une concordance entre eux (Figure 4.5b). Les indices IMIBWVF, ASPT et FBI sont corrélés à l'axe de dégradation (axe 1 de l'AC). Les valeurs de ces indices varient donc en fonction du degré d'altération. Les métriques moins corrélées avec l'axe de dégradation sont le pourcentage de mollusques (Pmollus), le pourcentage de *Trichoptera* (PT) et le nombre de taxon *Ephemeroptera* (NbtaxE). Toutes les autres métriques sont davantage corrélées à l'axe de dégradation.

Tableau 4.1 : Familles indicatrices des niveaux de différenciation des six biotypes de macroinvertébrés formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (CAK).

	Code de taxon	Biotype	Valeur indicatrice	p
Niveau 1	LEPTOPHLEBIIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	92,8	0,001
	EPHEMERELLIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	91,1	0,001
	OLIGOCHAETA	altérées (4 à 6)	88,6	0,001
	PHILOPOTAMIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	87,5	0,001
	PERLIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	87,2	0,001
	ACARI	altérées (4 à 6)	84,3	0,001
	BAETIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	78,9	0,004
	HEPTAGENIIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	76,8	0,001
	CHIRONOMIDAE	altérées (4 à 6)	74,4	0,001
	CAPNIIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	73,2	0,001
	CHLOROPERLIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	72,7	0,001
	PERLODIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	69,6	0,001
	HYDROPSYCHIDAE	altérées (4 à 6)	69,4	0,001
	RHYACOPHILIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	66	0,002
	CAENIDAE	altérées (4 à 6)	62,1	0,001
	LEUCTRIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	59,1	0,001
	PSYCHOMYIIDAE	altérées (4 à 6)	58,7	0,001
	LEPIDOSTOMATIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	56,3	0,001
	ATHERICIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	52,1	0,011
	GLOSSOSOMATIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	50,3	0,002
Niveau 2 (altéré)	HELICOPSYCHIDAE	altérées avec COD élevé (6)	100	0,001
	BRACHYCENTRIDAE	altérées avec COD élevé (6)	100	0,001
	OLIGOCHAETA	altérées (4 et 5)	81,3	0,010
	HEPTAGENIIDAE	altérées avec COD élevé (6)	80,7	0,019
	LEPTOCERIDAE	altérées avec COD élevé (6)	72,9	0,009
	HYDROPTILIDAE	altérées avec COD élevé (6)	70,3	0,031
	TAENIOPTERYGIDAE	altérées avec COD élevé (6)	70,1	0,031
	GOMPHIDAE	altérées avec COD élevé (6)	69,7	0,011
	PERLIDAE	altérées avec COD élevé (6)	67,3	0,020
	ANCYLIDAE	altérées avec COD élevé (6)	61,4	0,044
	GLOSSOSOMATIDAE	altérées avec COD élevé (6)	50	0,046
CORYDALIDAE	altérées avec COD élevé (6)	50	0,041	
Niveau 3 (altéré)	PSYCHOMYIIDAE	altérées (5)	94,3	0,011
	ELMIDAE	altérées (5)	79,5	0,002
	RHYACOPHILIDAE	altérées (5)	75	0,013
	LEPTOPHLEBIIDAE	altérées (5)	70,5	0,015
	CHIRONOMIDAE	très altérées (4)	63,7	0,011

4.2.2 Biotype typique de conditions légèrement impactées

Biotype

Une deuxième classification fut réalisée afin de discriminer les biotypes de référence des biotypes ayant possiblement subi une légère altération. Les 22 communautés de macroinvertébrés peu ou pas altérées identifiées à l'étape précédente ont été classifiées en quatre biotypes (Figure 4.8). La statistique A ($< 0,1$) révèle que les biotypes sont peu homogènes comparativement aux biotypes altérés, mais sont tous significativement différents ($p \leq 0,05$).

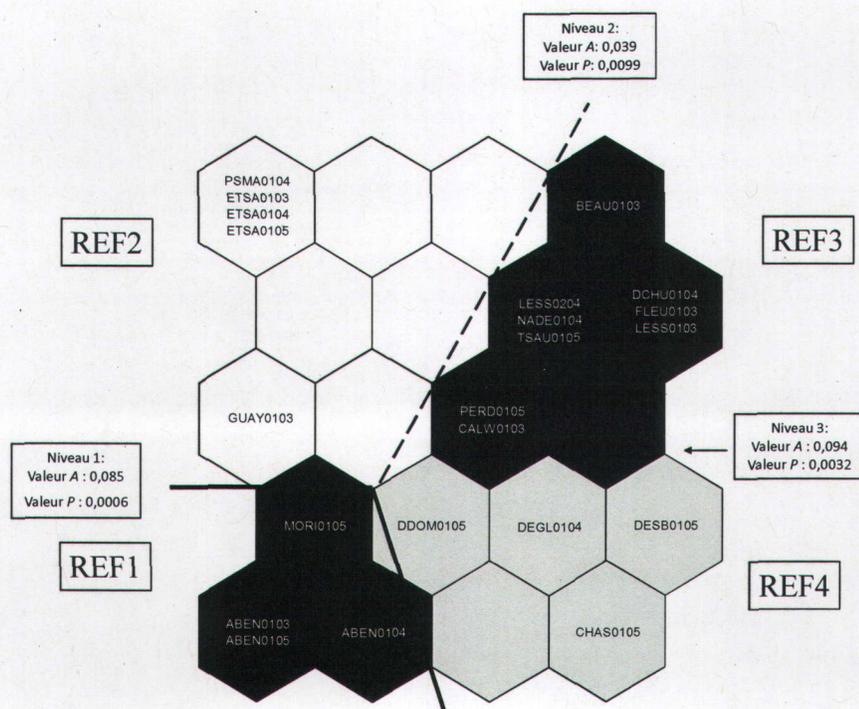
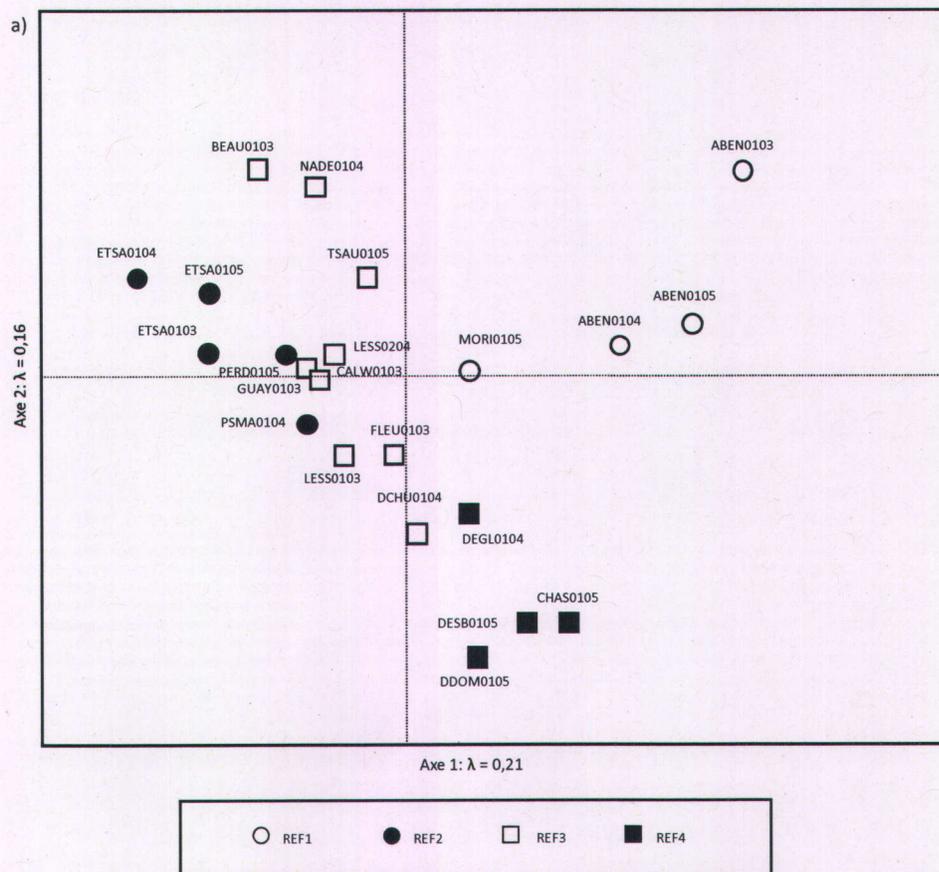


Figure 4.8 : Représentation des quatre biotypes de macroinvertébrés peu ou pas altérés formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (CAK). Les chiffres encadrés identifient les biotypes. Les niveaux de différenciation des communautés établis par la *U-matrix*, ainsi que leurs statistiques A et p , sont représentés dans les boîtes. Les nombres dans les cellules représentent les numéros d'identification des 22 échantillons (Annexe 3).

Gradients environnementaux

Les communautés et les biotypes formés par la CAK, ont ensuite été représentés, *a posteriori*, dans une AC afin d'identifier, sans influence des variables environnementales, la direction des gradients environnementaux qui déterminent la structure des communautés de macroinvertébrés peu ou pas altérées (Figure 4.9). Les trois premiers axes de l'AC résument 46,4 % de la variation observée dans les taxons de macroinvertébrés.



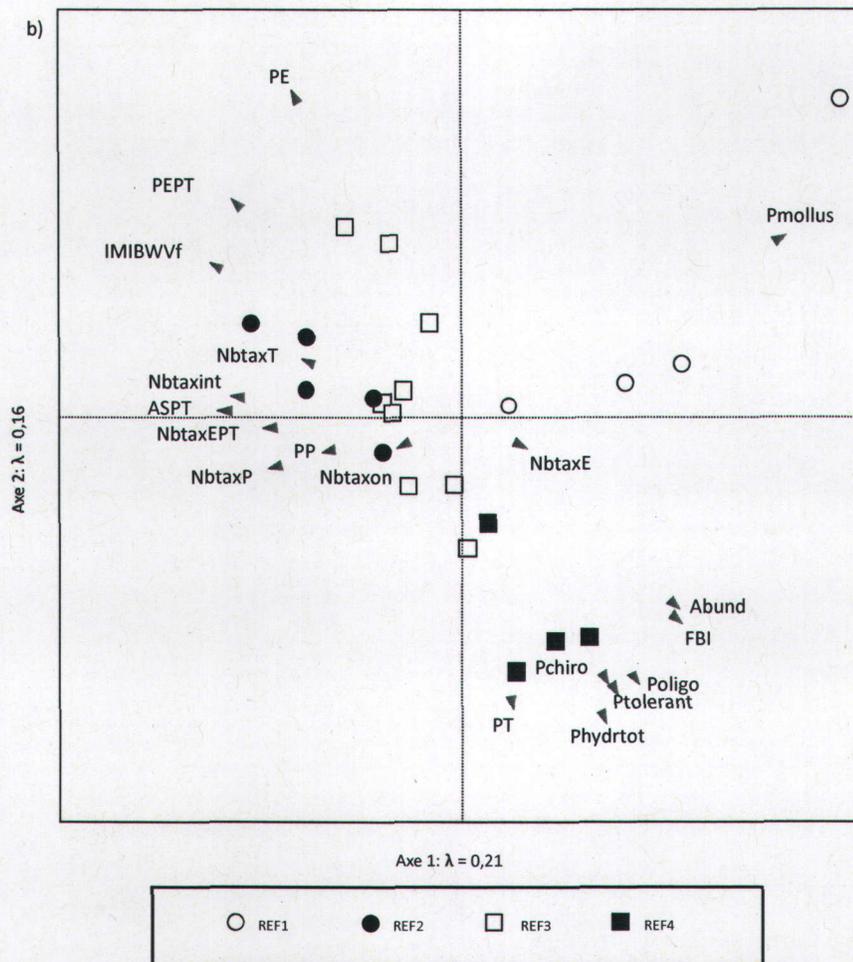


Figure 4.9 : (a) Analyse des correspondances (AC) représentant la position des échantillons et des biotypes en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 2). (b) Analyse des correspondances (AC) représentant la position et la direction des indices IMIBWVf, ASPT et FBI et autres métriques par rapport aux échantillons, aux biotypes et aux axes 1 et 2. Les biotypes sont représentés par différents pictogrammes. La description des échantillons et la description des métriques et des indices multimétriques sont disponibles à l'annexe 3.

Une ACRD préliminaire a indiqué qu'une AR était plus appropriée pour explorer la relation entre les communautés de macroinvertébrés et les variables environnementales. Plusieurs AR ont été réalisées afin d'interpréter les principaux gradients de l'AC et d'identifier les biotypes de référence (Figure 4.10).

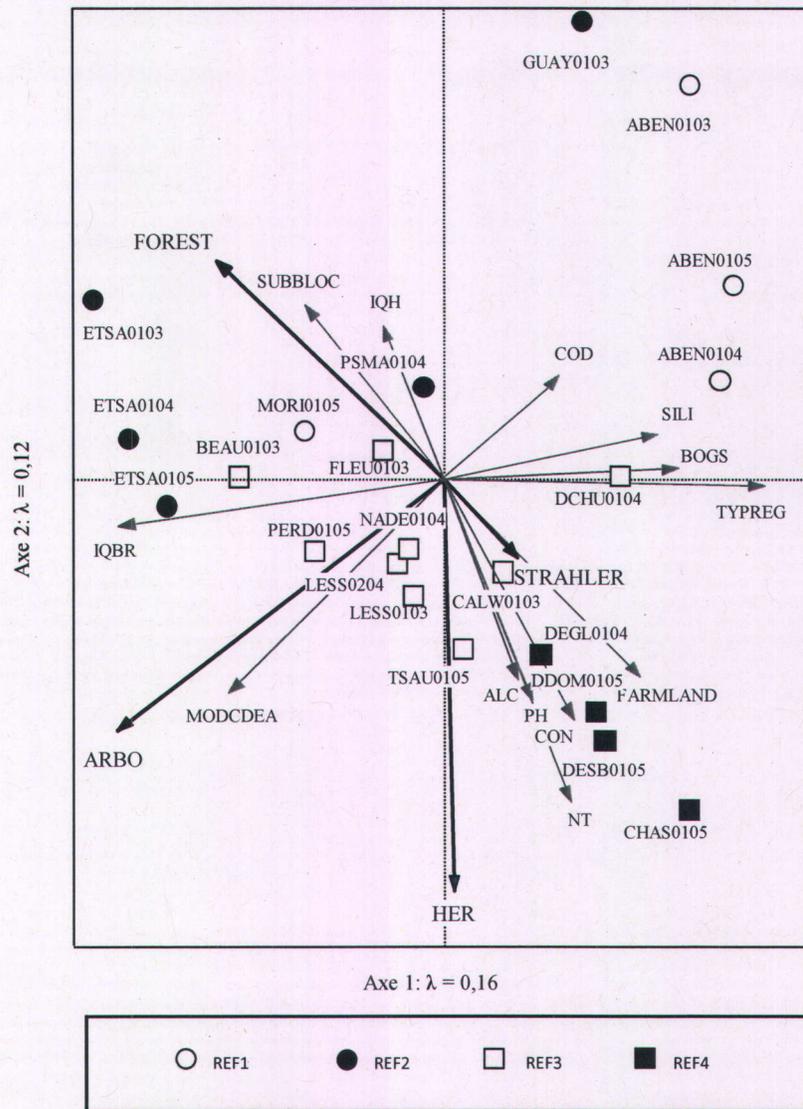


Figure 4.10 : Analyse de redondance (AR) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 2). Les variables significatives (actives) sont représentées en noir et en caractères gras. Les variables passives sont représentées en gris. Les biotypes sont représentés par différents pictogrammes. La description des variables et des échantillons sont disponibles à l'annexe 3.

Une AR a démontré que les variables environnementales expliquent 39 % de la variance dans les communautés peu ou pas altérées de macroinvertébrés. Les deux premiers axes d'ordination de l'AR expliquent 84 % de la relation entre les taxons et les variables environnementales significatives. Le premier axe de l'AR peut être interprété comme un

axe influencé par les concentrations naturelles de COD provenant possiblement des milieux humides et dont la bande riveraine est principalement arborescente. La forte correspondance entre la position des échantillons et les biotypes dans l'AC et l'AR (Figures 4.9 et 4.10) suggère que l'interprétation des axes de l'AR peut s'appliquer à l'AC. Le deuxième axe de l'AR semble pouvoir être interprété comme un axe d'altération en raison de la corrélation des rives herbacées avec la NT, le PH, la CON et l'ALC. Le troisième axe est également un axe de variation naturelle caractérisé par l'ordre du cours d'eau. Les biotypes 1 à 3 représentent des biotypes de référence, car ils varient principalement en fonction des axes de variations naturelles. Le biotype 4 peut donc être considéré légèrement altéré, car il est influencé par un pH, une CON, une ALC et des concentrations en NT (moyenne de 0,93 mg/L) plus élevés que les biotypes 1 à 3. La représentation dans les boîtes à moustache des variables environnementales significatives et des variables physico-chimiques corrélées confirme l'interprétation des biotypes issue de l'ACC (Figure 4.11).

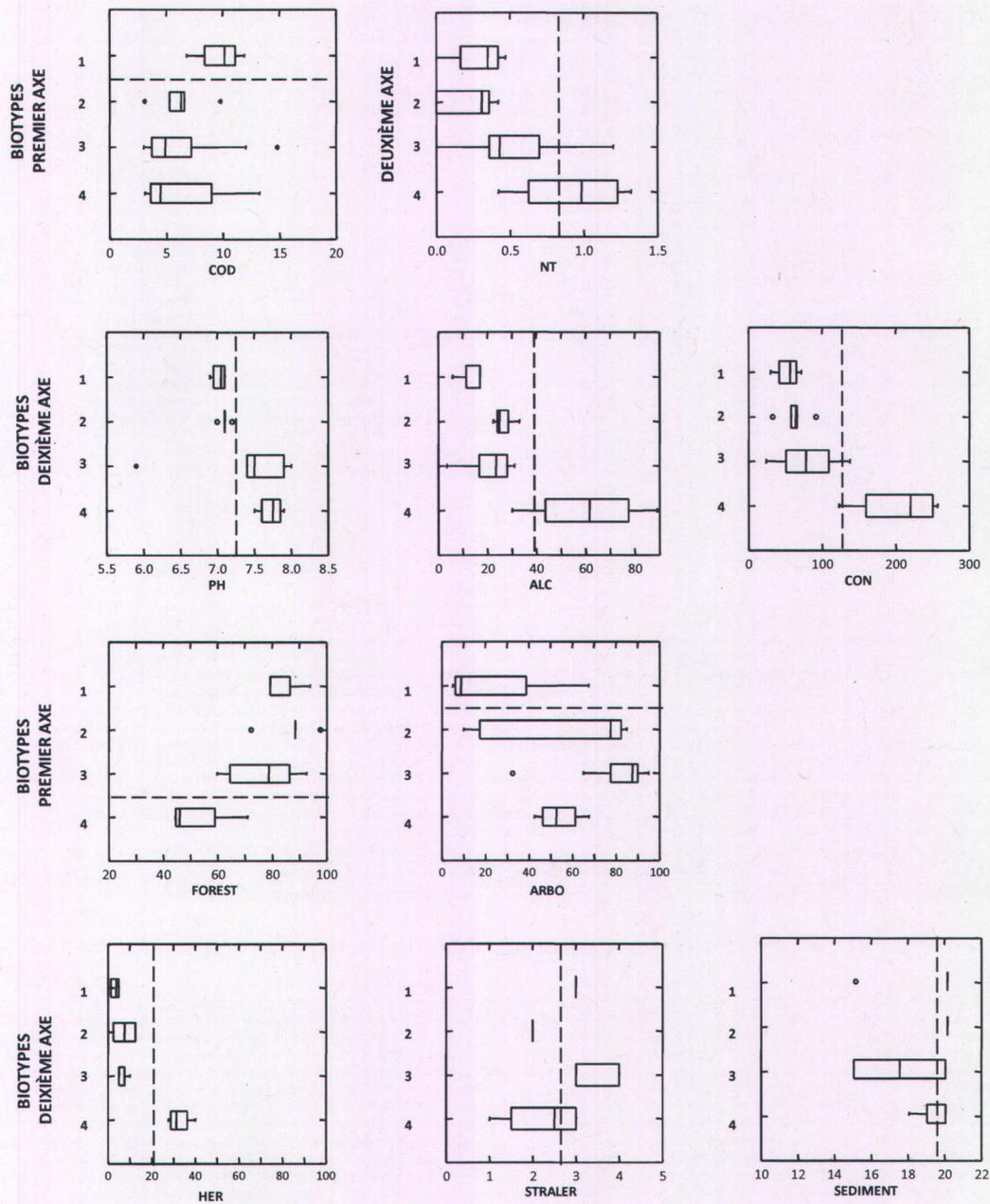


Figure 4.11 : Boîtes à moustache représentant les variables environnementales, et les variables physico-chimiques corrélées, ayant une influence significative sur les communautés de macroinvertébrés en conditions légèrement altérées et de référence. Elles représentent la médiane, les 25^e et 75^e percentiles et les 10^e et 90^e percentiles des distributions des variables environnementales caractérisant chaque biotype. Le libellé de l'axe des ordonnées des boîtes à moustache correspond à celui apparaissant à la gauche complètement. Les nombres apparaissant sur cet axe correspondent aux biotypes.

Description du biotype des milieux légèrement impactés

Les taxons les plus indicateurs (valeurs indicatrices ≥ 50 ; $p \leq 0,05$) du biotype légèrement altéré (REF4) ont été identifiés (Tableau 4.2). La présence de familles moyennement tolérantes de *Trichoptera*, telles les *Hydroptilidae*, en plus des taxons tolérants *Oligochaeta* (classe) et *Empididae* (famille), témoigne d'une certaine dégradation. La famille sensible des *Glossosomatidae* démontre une transition vers les milieux de référence.

Les différentes métriques et les indices biotiques ont été représentés dans l'AC afin de vérifier s'il y a une concordance avec l'AC (Figures 4.9b). Les indices IMIBWVF et FBI sont corrélés à l'axe de dégradation (entre axes 1 et 2 de l'AC), ce qui indique que ces indices varient en fonction du niveau de dégradation. L'indice ASPT et les métriques nombre de taxons (Nntaxon), nombre de taxons *Ephemeroptera* (NntaxE), nombre de taxons *Plecoptera* (NntaxP), pourcentage de *Plecoptera* (PP), nombre de taxons *Ephemeroptera Trichoptera Plecoptera* (NntaxEPT), nombre de taxons intolérants (Nntaxint) et le pourcentage de mollusques (Pmollus) sont faiblement corrélés avec l'axe de dégradation. Les valeurs de cet indice et de ces métriques varient davantage en fonction de facteurs naturels. Toutes les autres métriques sont davantage corrélées à l'axe de dégradation.

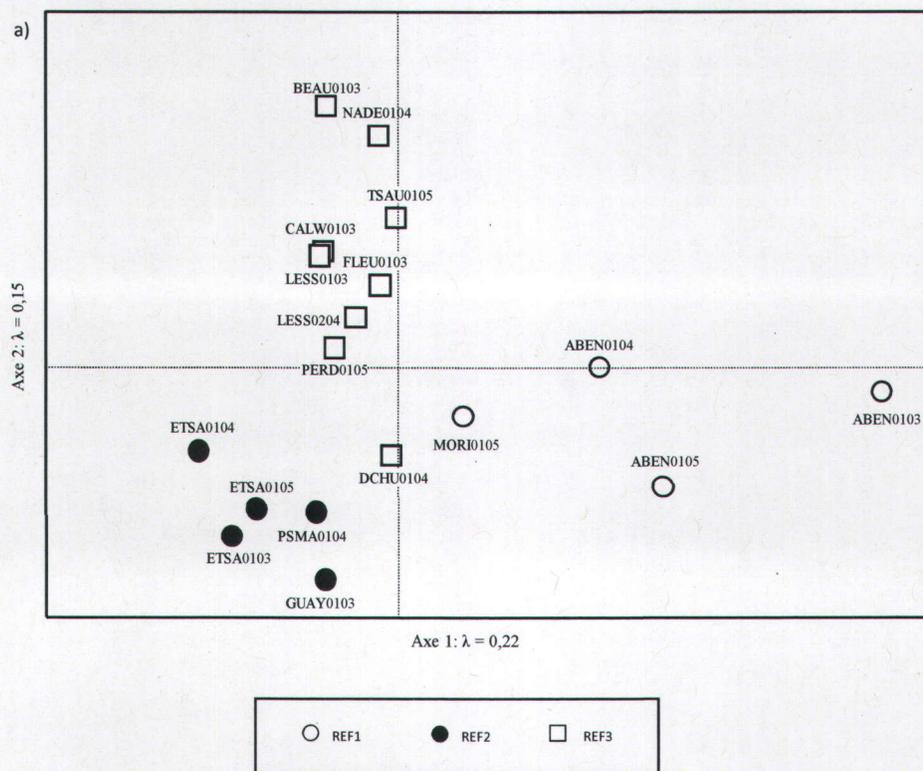
Tableau 4.2 : Familles indicatrices des niveaux de différenciation des quatre biotypes peu ou pas altérés de macroinvertébrés formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (CAK).

	Code de taxon	Biotype	Valeur indicatrice	p
Niveau 1	SPHAERIIDAE	Référence avec COD élevé (REF1)	98,3	0,001
	EMPIDIDAE	Référence avec COD élevé (REF1)	90,5	0,001
	PERLODIDAE	Peu ou pas altérées (REF 2, 3 et 4)	88,9	0,002
	BAETIDAE	Peu ou pas altérées (REF 2, 3 et 4)	81,7	0,022
	ISONYCHIIDAE	Référence avec COD élevé (REF1)	70,5	0,01
	HYDROPTILIDAE	Référence avec COD élevé (REF1)	67,2	0,032
	PSEPHENIDAE	Référence avec COD élevé (REF1)	50,4	0,049
	LEPTOCERIDAE	Référence avec COD élevé (REF1)	47,4	0,02
Niveau 2	LIMNEPHILIDAE	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé	96,4	0,002
	LEPTOPHLEBIIDAE	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé	83,5	0,004
	PHILOPOTAMIDAE	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé	76,1	0,031
	EPHEMERELLIDAE	Peu ou pas altérées (REF 3 et 4)	71,8	0,01
	CHLOROPERLIDAE	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé	71,5	0,019
	RHYACOPHILIDAE	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé	71,3	0,024
	HYDROPSYCHIDAE	Peu ou pas altérées (REF 3 et 4)	69,6	0,025
Niveau 3	BAETIDAE	Référence cours d'eau d'ordres 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé	88,1	0,004
	GLOSSOSOMATIDAE	Légèrement altérées (REF4)	85,5	0,016
	OLIGOCHAETA	Légèrement altérées (REF4)	84	0,008
	EMPIDIDAE	Légèrement altérées (REF4)	80	0,011
	HYDROPTILIDAE	Légèrement altérées (REF4)	75	0,011
	HEPTAGENIIDAE	Référence cours d'eau d'ordres 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé	74,5	0,011
	HYDROPSYCHIDAE	Légèrement altérées (REF4)	69,4	0,013
	PERLIDAE	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé	69,1	0,018

4.2.3 Biotypes de référence

Gradients environnementaux

Les échantillons du biotype légèrement altéré (biotype REF4) ont été enlevés des analyses afin d'identifier les biotypes de référence, considérés comme tel en l'absence de gradient d'altération significatif. Les communautés et les biotypes de référence 1 à 3 formés par la CAK, ont ensuite été représentés, *a posteriori*, dans une AC afin d'identifier, sans influence des variables environnementales, la direction des gradients environnementaux qui déterminent la structure des communautés de macroinvertébrés peu ou pas altérées (Figure 4.12).



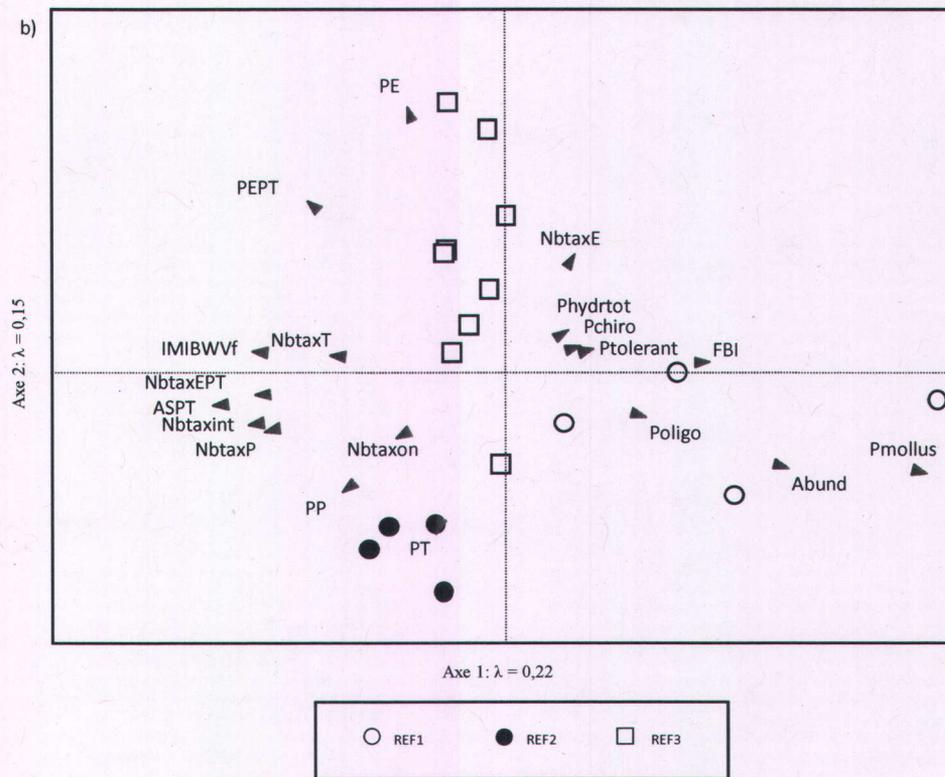


Figure 4.12 : (a) Analyse des correspondances (AC) représentant la position des échantillons et des biotypes en conditions de référence (axes 1 et 2). (b) Analyse des correspondances (AC) représentant la position et la direction des indices IMIBWVf, ASPT et FBI et autres métriques par rapport aux échantillons, aux biotypes et aux axes 1 et 2. Les biotypes sont représentés par différents pictogrammes. La description des échantillons et la description des métriques et des indices multimétriques sont disponibles à l'annexe 3.

Une ACRD préliminaire a indiqué qu'une AR était plus appropriée pour explorer la relation entre les communautés de macroinvertébrés et les variables environnementales. Plusieurs AR ont été réalisées afin d'interpréter les principaux gradients de l'AC et d'identifier les biotypes de référence (Figure 4.13).

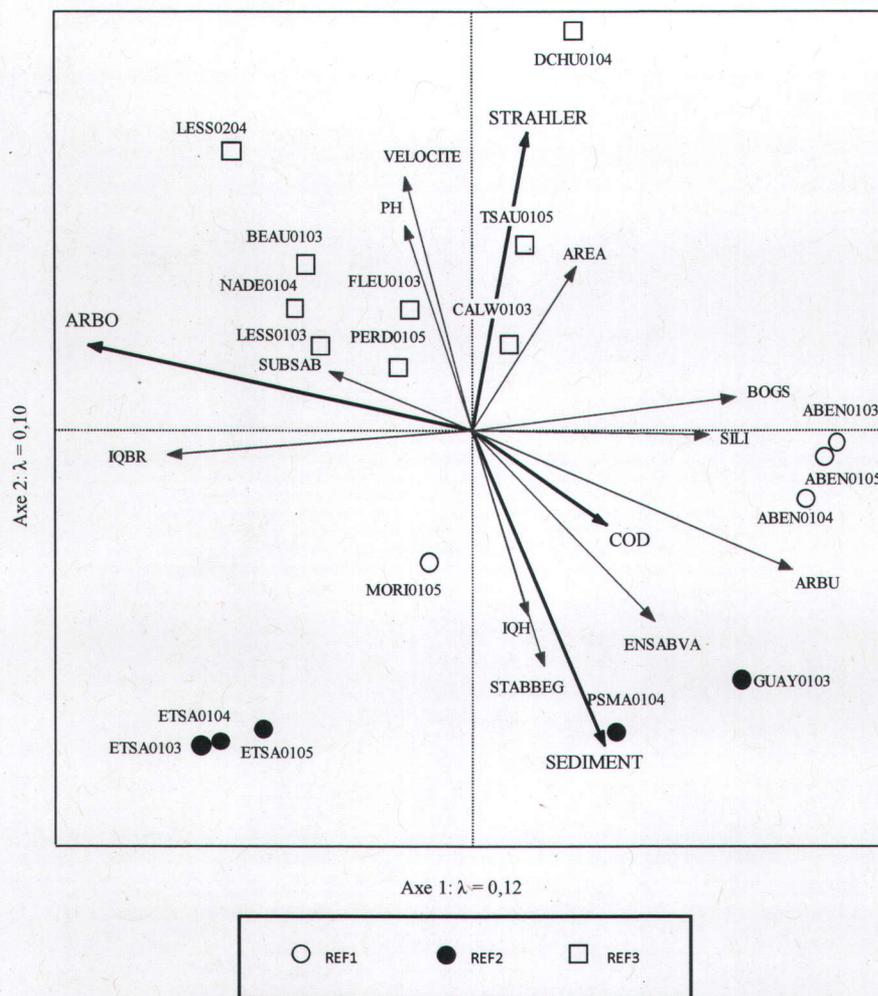


Figure 4.13: Analyse de redondance (AR) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives en conditions de référence (axes 1 et 2). Les variables significatives (actives) sont représentées en noir et en caractères gras. Les variables passives sont représentées en gris. Les biotypes sont représentés par différents pictogrammes. La description des variables et des échantillons sont disponibles à l'annexe 3.

L'AR a démontré que les variables environnementales expliquent 36,6 % de la variance dans les communautés de macroinvertébrés. Les deux premiers axes d'ordination de l'AR expliquent 59,6 % de la relation entre les taxons et les variables environnementales significatives. Le premier axe de l'AR peut être interprété comme un axe influencé par les concentrations naturelles de COD, provenant possiblement des milieux humides et

dont la bande riveraine est principalement arborescente ou arbustive. La correspondance entre la position des échantillons et les biotypes dans l'AC et l'AR (Figures 4.12 et 4.13) suggère que l'interprétation des axes de l'AR peut s'appliquer à l'AC. Le deuxième axe est également un axe de variation naturelle caractérisé principalement par l'ordre du cours d'eau et la sédimentation. Le biotype de référence 1 représente les conditions de référence avec une concentration en COD élevée (moyenne de 9,8 mg/L), provenant possiblement des milieux humides. Les rives des cours d'eau altérés sont davantage arbustives (ARBU), ce qui contribue à diminuer la qualité de la bande riveraine (IQBR). Leur bassin versant est composé principalement de roches siliceuses (SILI). Le biotype de référence 2 représente les conditions de référence pour les cours d'eau d'ordre 2 dont le substrat est moins ensablé. La vitesse du courant et le pH sont plus élevés que dans les sites du biotype de référence 3, leur bassin est plus vaste, la qualité de l'habitat y est moindre et leurs berges sont moins stables. À l'inverse, le biotype de référence 3 représente les conditions de référence pour les cours d'eau d'ordre 3 et 4, dont le substrat est plus ensablé. La vitesse du courant et le pH est plus faible que dans les sites du biotype de référence 2, leur bassin est moins vaste, la qualité de l'habitat y est meilleure et leurs berges sont plus stables. La représentation des variables environnementales significatives et des variables physico-chimiques corrélées, dans les boîtes à moustache, confirme l'interprétation des biotypes issue de l'ACC (Figure 4.11).

Description des biotypes de référence

Les taxons les plus indicateurs (valeurs indicatrices ≥ 50 ; $p \leq 0,05$) ont été identifiés pour les biotypes de référence 1, 2 et 3 (Tableau 4.2). Le biotype de référence 1 (REF1) ayant

des concentrations naturelles en COD élevées est caractérisé par la présence de mollusques (phyllum), telles les familles tolérantes des *Sphaeriidae* et *Empididae*, ainsi que de familles moyennement sensibles de *Tricoptera* (ordre), telles les *Hydroptilidae* et les *Leptoceridae*. Les *Isonychiidae* sont des familles sensibles indicatrices de ces conditions. Le biotype de référence 2 (REF2) représentant les petit cours d'eau d'ordre 2, dont le substrat est peu ensablé, est caractérisé par l'abondance de familles sensibles de EPT, telles les *Philopotamidae*, les *Rhyacophilidae*, les *Leptophlebiidae* et les *Chloroperlidae*. Ce type de milieu de référence semble favoriser une plus grande abondance de taxons, notamment des ordres *Tricoptera* et *Plecoptera* (Figure 4.12b). Le biotype de référence 3 (REF3) représentant les cours d'eau d'ordre 3 et 4, dont le substrat est plus ensablé, est également caractérisé par une abondance plus importante de taxons de l'ordre *Ephemeroptera*, telles les familles moyennement sensibles des *Baetidae* et *Heptageniidae*.

Les différentes métriques et indices biotiques ont été représentés dans l'AC afin de vérifier s'il y a une concordance entre eux (Figure 4.12b). Les indices IMIBWVF, ASPT et FBI sont corrélés aux axes de variations naturelles expliquées principalement par les concentrations en COD (axe 1 de l'AC et de l'AR). Les métriques, pourcentage d'*Ephemeroptera* (PE), pourcentage de *Trichoptera* (PT), pourcentage de *Plecoptera* (PP), pourcentage d'*Ephemeroptera Trichoptera Plecoptera* (PEPT), nombre de taxons (Nntaxon) et nombre de taxons *Ephemeroptera* (NntaxE), varient seulement en fonction de l'ordre du cours d'eau et de la sédimentation (axe 2 de l'AC et de l'AR). Toutes les autres métriques sont davantage corrélées aux axes de variations naturelles expliquées

principalement par les concentrations en COD (axe 1 de l'AC et de l'AR). L'absence de gradient d'altération significatif semble démontrer que ces indices et métriques auraient tendance à surestimer légèrement la dégradation des sites dont les concentrations naturelles en COD sont plus élevées.

4.2.4 Comparaison des classifications *a priori* et *a posteriori*

Les sites de référence, légèrement altérés et altérés identifiés *a posteriori* à l'aide de la CAK, ont été comparés à la classification *a priori* effectuée par le MDDEP (Annexe 3). La comparaison démontre que les deux types de classification identifient les mêmes sites de référence, sauf pour le cours d'eau Desbarats (DESB01045). Ce cours d'eau a été identifié *a priori* comme un site de référence, mais *a posteriori* comme un site légèrement altéré. Les sites des milieux agricoles identifiés *a priori* correspondent aux communautés altérées (biotypes 4 et 5) de la classification *a posteriori*. Certains échantillons, dont le niveau d'intégrité n'était pas déterminé (test) *a priori*, ont été identifiés *a posteriori* comme étant des sites référence (DCHU0104) légèrement impactés (CHAS0105, DEGL0104 et DDOM0105) et altérés (BEDE0105, CUGN0103, DCHE0105, HENR0105 et HURO0105).

4.3 Discussion

4.3.1 Biotypes

La procédure développée dans ce chapitre a mené à l'identification *a posteriori* de trois biotypes de milieux de référence, un biotype de milieux légèrement altérés et trois biotypes de milieux altérés. Ces biotypes diffèrent principalement en fonction de leur altération (nutriments) et de trois facteurs naturels : la concentration de l'eau en COD, l'ordre du cours d'eau et le niveau de sédimentation sur le substrat.

Selon Doods *et al.* (1998), les biotypes les plus altérés (4 et 5) correspondent à des milieux mésotrophes en PT (moyenne près de 0,04 mg/L) et très eutrophes en NT (moyenne près de 4 mg/L). Ces biotypes sont davantage homogènes, donc moins diversifiés, que les biotypes des milieux peu ou pas altérés. Les milieux altérés sont également caractérisés par une proportion élevée de taxons tolérants aux perturbations, dont les *Chironomidea* et les *Oligochaeta* et une faible proportion de taxons intolérants aux perturbations, dont les *Ephemeroptera*, *Trichoptera* et *Plecoptera*. De nombreuses études ont démontré que les milieux altérés ont des communautés de macroinvertébrés moins diversifiées (ex. Archibald, 1972) et dominés par des taxons tolérants aux perturbations (ex. Davis, 1997; Bauernfeind et Moog, 2000; Frid *et al.*, 2000; Lydy *et al.*, 2000; Soucek *et al.*, 2001). Les biotypes des milieux les plus altérés se localisent dans la région naturelle de la Plaine du moyen Saint-Laurent, où l'agriculture semble être responsable des concentrations élevées en NT et PT, occasionnant ainsi une augmentation de la conductivité et du pH de l'eau. La qualité de l'habitat et de bande

riveraine y sont moindres que dans les cours d'eau de référence, car leurs tronçons ont, pour certains, subi des modifications et leurs rives sont davantage herbacées. Il est donc difficile de séparer l'impact de l'agriculture dans le bassin versant (nutriments) des caractéristiques physiques de l'habitat du cours d'eau et de la bande riveraine sur les communautés de macroinvertébrés, car ces variables sont souvent intercorrélées. Les activités agricoles influencent directement les concentrations en nutriments des cours d'eau (Hunsaker et Levine, 1995; Johnson *et al.*, 1997; Sponseller *et al.*, 2001), augmentent l'apport en sédiment dans les cours d'eau, altèrent les caractéristiques du substrat et la morphologie du cours d'eau, ce qui affecte la structure des communautés de macroinvertébrés (ex. Quinn *et al.*, 1997; Bauernfeind et Moog, 2000; Frid *et al.*, 2000). Les activités agricoles adjacentes au cours d'eau réduisent souvent la largeur et la qualité de la bande riveraine en diminuant la végétation arborescente. Des rives arborescentes réduisent les radiations solaires qui atteignent le cours d'eau qui ont un effet sur la température de l'eau et sur la production primaire, donc sur la structure des communautés de macroinvertébrés (ex. Quinn *et al.*, 1994; Sponseller *et al.*, 2001). Elles réduisent également l'érosion de la rive, qui influence à son tour l'habitat riverain et la sédimentation sur le substrat, puis ultimement les communautés de macroinvertébrés (Weatherly *et al.*, 1993). Sponseller *et al.* (2001) ont également démontré que la présence de zones ripariennes arborescentes augmentent la diversité des communautés de macroinvertébrés en milieu agricole. De plus, les caractéristiques de la canopée et la proportion forestière du bassin versant ont une grande influence sur les organismes déchetueux et détritivores, dont plusieurs *Ephemeroptera*, *Trichoptera* et *Plecoptera*,

en déterminant le type et la quantité de débris ligneux et détriques dans les cours d'eau et en augmentant l'hétérogénéité de l'habitat (Corkum, 1992; Richards et Host, 1994).

L'exclusion des ordinations des biotypes altérés a permis de réduire l'effet des nutriments sur la structure des communautés de macroinvertébrés, mais cet effet était toujours significatif, permettant ainsi de distinguer le biotype des milieux légèrement altérés des biotypes des milieux de référence. Ce biotype était surtout caractérisé par des concentrations en NT (moyenne de 0,93 mg/L) plus élevées que les biotypes de référence (REF1 à REF3), des concentrations qui correspondent à un milieu mésotrophe selon Doods *et al.* (1998). Le pH, la conductivité et l'alcalinité y étaient également plus élevés et les rives étaient principalement herbacées. Ces milieux légèrement altérés ont une abondance plus importante de taxons tolérants aux perturbations, tels les *Oligochaeta* et les *Empididae*, que les milieux de référence.

Les dernières ordinations ont permis d'identifier les biotypes des milieux de référence, car aucune variable de dégradation physico-chimique n'expliquait de variation significative dans la structure des communautés des biotypes REF1 à REF3. Les concentrations moyennes en NT (moyenne de 0,46 mg/L) et en PT (moyenne de 0,01 mg/L) de ces biotypes correspondent à des milieux oligotrophes selon Doods *et al.* (1998). La plus faible qualité de la bande riveraine des sites du biotype de référence 1 est attribuable à une forte dominance naturellement arbustive de la rive. De plus, la plus faible qualité de l'habitat des sites du biotype de référence 3 semble

attribuable à une plus grande sédimentation sur le substrat, elle-même probablement occasionnée par l'instabilité de la berge due à une plus grande vitesse de courant.

Le COD naturel (matière organique naturelle), l'ordre du cours d'eau et le niveau de sédimentation sur le substrat semblent constituer les principaux facteurs de différenciation des biotypes de référence dans cette étude. Les concentrations élevées de COD (moyenne de 9,8 mg/L) semblent être expliquées par la présence de milieux humides dans le bassin versant. Cette relation entre la présence de milieux humides et les concentrations élevées en COD a également été observée par Gergel *et al.* (1999). Selon ceux-ci, les fortes concentrations en COD sont attribuables aux quantités importantes de matière organique produite par les milieux humides, cette forte concentrations pouvant provoquer une diminution des concentrations en oxygène dissous, particulièrement durant la période estivale, quand la température de l'eau est plus élevée. Elles pourraient également être occasionnées par la présence de coupes forestières dans le bassin versant (Laudon *et al.*, 2009). Des quantités importantes de matière organique réduisent la diversité, la structure (ex. Sedana, 1987) et quelquefois la biomasse (ex. Schwartz et Gruendling, 1985) des communautés de macroinvertébrés. Les concentrations élevées en matière organique favorisent la présence d'organismes tolérants les fortes concentrations en COD et des concentrations faibles en oxygène. Parmi ceux-ci, les collecteurs-filtreurs, dont spécifiquement les *Sphaeriidae* (mollusque) et les *Isonychiidae* dans cette étude, filtrent la matière organique fine en suspension dans l'eau (Merritt et Cummings, 1996). Les *Sphaeriidae*, *Hydroptilidae*, *Chironomidae* et *Oligochaeta*, des taxons indicateurs de ce biotype, sont également des taxons tolérants

trouvés communément dans les milieux humides de Nouvelle-Zélande (Suren, 2009). L'absence de bande riveraine arborescente peut également expliquer la plus faible présence de taxons déchetteurs et détritvovres, dont plusieurs *Ephemeroptera*, *Trichoptera* et *Plecoptera* (Merritt et Cummings, 1996). En somme, la plus grande abondance d'organismes plus tolérants aux perturbations et la plus faible abondance d'organismes déchetteurs et détritvovres plus sensibles aux perturbations environnementales (Barbour *et al.*, 1996) expliquent probablement la surestimation de la dégradation des sites ayant des concentrations élevées en COD par les indices biotiques.

Le biotype de référence 2 représente les conditions de référence pour les cours d'eau d'ordre 2 dont le substrat est moins ensablé. À l'inverse, le biotype de référence 3 représente les conditions de référence pour les cours d'eau d'ordre 3 et 4, dont le substrat est plus ensablé. Richards *et al.* (1996) ont également observé des différences dans les communautés de macroinvertébrés attribuables à l'ordre du cours d'eau, malgré qu'il y ait seulement une variation entre le 1^{er} et le 4^e ordre. Ces résultats respectent la théorie du continuum fluvial (Vannote *et al.*, 1980) qui prédit des changements longitudinaux de l'amont vers l'aval dans la structure des communautés de macroinvertébrés qui résultent de la diminution de l'influence de la bande riveraine (producteur de matière organique allochtone) et de l'augmentation de l'influence du périphyton et le phytoplancton (production primaire autochtone) avec l'augmentation de la largeur des cours d'eau. Généralement, la végétation de la bande riveraine dans les cours d'eau de faible ordre (ordre 2 dans cette étude) ou peu large est la première source de matière organique dont se nourrissent principalement les organismes déchetteurs et détritvovres, tels les

limnephilidae dans cette étude. Ces cours d'eau sont caractérisés par une faible production primaire en raison des faibles concentrations en nutriments et au manque de lumière occasionné par l'ombrage de la bande riveraine. Les cours d'eau d'ordres intermédiaires (ordre 3 et 4 dans cette étude) sont caractérisés par une diminution du matériel allochtone et une augmentation de la production primaire autochtone, tels les macrophytes, le périphyton et les biofilms, en raison de l'augmentation de la luminosité due à l'élargissement du cours d'eau et de la disponibilité des nutriments. Par conséquent, les communautés de macroinvertébrés sont dominées par les brouteurs et les ramasseurs-collecteurs (Vannote *et al.*, 1980), tels les *Ephemerellidae* dans cette étude.

Toutefois, l'effet des variables naturelles sur la composition des biotypes de référence de macroinvertébrés devra être confirmé dans une étude subséquente, regroupant un plus grand nombre de communautés (sites) de référence. De plus, les sites de référence de l'étude ne sont localisés que dans les Appalaches. Des sites de référence localisés dans les Basses-terres du Saint-Laurent devront donc être échantillonnés.

4.3.2 Comparaison des approches *a priori* et *a posteriori* pour la sélection des sites de référence

Bien que la sélection des communautés de référence constitue l'élément fondamental de l'ACR, donc de l'évaluation de l'intégrité biologique, il n'y a pas de consensus parmi les scientifiques sur ce qu'est une condition de référence et comment elles doivent être identifiées (Bowman et Somers, 2005). Ce manque de consensus a provoqué le

développement d'outils de suivi biologique dont les conditions de référence et l'évaluation du niveau d'intégrité biologique d'un site « test » ne sont pas comparables. Un processus plus formel devrait être adopté pour la sélection des communautés (sites) de référence (Reynoldson et Wright, 2000).

L'approche utilisée pour développer les outils de gestion les plus connus, RIVPACS, AusRivAS et BEAST, ainsi que les indices biotiques IBD, IPS et IBI, consiste à sélectionner les communautés (sites) de référence *a priori* en se basant uniquement sur des critères abiotiques, tels que des critères physico-chimiques (faibles concentrations en nutriments et en matière organique, absence de substances toxiques), hydro-morphologiques (modification du lit de la rivière) et d'utilisation du sol (ex. pourcentage du couvert forestier) (Hughes *et al.*, 1986; Rosenberg *et al.*, 1999; Reynoldson et Wright, 2000; Johnson, 2001). C'est également l'approche suggérée par la *Directive cadre européenne sur l'eau* (DCE) et le projet REFCOND (<http://www-nrciws.slu.se/REFCOND/>) associé à la DCE. Cette procédure de sélection pose le postulat que les communautés aquatiques des sites ayant une qualité de l'eau satisfaisante et peu de sources de pollution dans leur bassin versant sont considérées, *a priori*, comme des communautés de référence. Des sites sont exclus des sites de référence s'ils subissent une modification anthropique de leur habitat. Cette approche peut, dans certains cas, être problématique si l'on inclut des sites dont certaines sources de pollution n'ont pu être détectées lors de la présélection (*a priori*) des sites de référence. L'inclusion de sites altérés dans les sites de référence a une influence majeure sur l'évaluation du niveau d'intégrité des sites « test », car elle a pour effet de sous-estimer leur altération, par

conséquent à sous-évaluer les mesures de restauration des cours d'eau nécessaires. De plus, le manque de données sur la physico-chimie, l'utilisation du sol et autres sources de perturbations peuvent rendre difficile une sélection *a priori* adéquate des communautés de référence, ce qui peut être le cas lors de récupération de données historiques. Finalement, l'approche *a priori* implique que la sélection des sites de référence est uniquement réalisée en fonction des variables environnementales du cours d'eau. Or, un des avantages que procure l'utilisation des bioindicateurs est précisément que ceux-ci permettent de rendre compte de l'impact de l'ensemble des agressions que subit un écosystème, dans le temps et dans l'espace, incluant les facteurs qui n'ont pas été mesurés (ex. les pesticides) ou qui n'ont été mesurés que de façon ponctuelle. Ils fournissent donc une évaluation directe et originale de l'état d'un écosystème. Il paraît ainsi peu judicieux de ne se fier qu'aux variables environnementales, surtout la physico-chimie, pour sélectionner les communautés de référence, puisque celles-ci sont utilisées précisément pour fournir une indication qui va au-delà de la physico-chimie.

Ces considérations nous ont amené à proposer une procédure permettant de sélectionner les communautés de référence, principalement en fonction des communautés biologiques (approche *a posteriori*). Cette sélection a été réalisée d'abord à partir d'une classification des sites basée sur la structure des communautés de macroinvertébrés (biotypes). Les biotypes ainsi identifiés furent projetés dans une ordination pour interpréter leur relation avec la physico-chimie des rivières. Cette méthode réduit la présupposition de base quant à la similarité des communautés biologiques en fonction de facteurs abiotiques, en mettant l'accent sur les communautés biologiques dans le choix des sites de référence. La

procédure *a posteriori* a également permis d'établir une typologie des communautés de référence et l'identification des variables naturelles discriminantes, telles que la concentration naturelle en COD, l'ordre du cours d'eau et la sédimentation sur le substrat, puis ultimement de déterminer quel biotype de référence doit servir de comparatif à chaque site « test ». Par exemple, les communautés des sites altérés du biotype 6, ayant de fortes concentrations en COD, devraient être comparées au biotype de référence 1, typique de milieux ayant de fortes concentrations naturelles en COD. De même, les cours d'eau altérés d'ordre 2 devraient être comparés au biotype de référence 2.

Toutefois, selon les préconiseurs de l'approche *a priori*, la structure des communautés biologiques ne doit pas être utilisée pour sélectionner les sites de référence, si l'on évalue par la suite le niveau d'altération d'un site en fonction des communautés biologiques, ce qui renvoie à un raisonnement circulaire (ex. Johnson, 2001). Nous croyons, comme il fut mentionné plus tôt, qu'elles ne doivent pas être exclues du processus de sélection des sites et qu'au contraire, la sélection doit se baser davantage sur celles-ci, car elles fournissent une évaluation intégrée et directe de l'intégrité d'un écosystème aquatique. Ce point de vue a récemment été appuyé par Michael Paul de Tetra Tech inc., (présentation orale) lors du congrès annuel de la *North American Benthological Society* en 2010. Selon nous, la situation idéale serait d'employer une approche mixte pour la sélection des communautés de référence. Nous proposons que la sélection des communautés de référence soit effectuée *a priori*, lorsque possible, afin de s'assurer que les communautés biologiques représentent l'ensemble du gradient des conditions de référence possibles. Cette sélection devrait ensuite être validée *a posteriori*, afin de

s'assurer que les communautés biologiques ne sont pas affectées par des sources de pollution qui n'ont pas été identifiées *a priori*. Cette approche mixte permet de s'assurer que la communauté biologique ne démontre pas une altération qui n'aurait pu être identifiée *a priori* et vice versa. C'est précisément ce qui a été effectué dans cette étude, car les sites de référence ont été sélectionnés *a priori* par le MDDEP, puis cette sélection a été validée *a posteriori*. Elle permet une sélection plus fine des communautés de référence en mettant en évidence les contradictions potentielles entre la physico-chimie des cours d'eau et l'utilisation du territoire d'une part et les communautés aquatiques d'autre part. En cas de divergence, nous proposons que la priorité soit donnée à l'indication fournie par la communauté biologique, puisqu'à notre avis, celle-ci procure une indication plus complète sur l'état général d'un cours d'eau que les facteurs abiotiques, qui se basent le plus souvent sur une mesure physico-chimique ponctuelle. Dans cette étude, les communautés de référence sélectionnées *a priori* et *a posteriori* étaient exactement les mêmes, sauf pour le cours d'eau Desbarats (DESB0105). Ce cours d'eau était identifié *a priori* comme un site de référence, mais la validation *a posteriori* a identifié celui-ci davantage comme un cours d'eau légèrement altéré. Ceci indique la présence possible de sources de pollution qui n'avaient pas été identifiées *a priori*. Présentement, la validation *a posteriori* n'est pas réalisée dans les programmes de suivi biologique.

4.3.3 Propositions pour le développement d'un indice de suivi de l'intégrité biologique

Actuellement, il n'y a pas de consensus permettant de choisir l'approche la plus appropriée pour évaluer le niveau d'intégrité biologique d'un site « test » (ex. Gerritsen, 1995; Norris, 1995; Resh *et al.*, 2000). Cette évaluation peut être réalisée en utilisant des données couvrant l'ensemble du gradient d'altération (outils-gradients) ou en utilisant seulement des communautés de référence, en évaluant la probabilité d'une communauté « test » d'être différente de celles-ci (outils-probabilistes). Notre recommandation entre le choix d'un indice de type « outils-gradients » ou « outils-probabilistes » sera discuté dans l'objectif 3 de cette étude.

Parmi ces deux approches, le niveau d'altération peut-être évalué à partir de la méthode multimétrique, en utilisant des métriques telles que la diversité et le nombre de taxons tolérants, ou à partir de la méthode multivariée, en utilisant l'ensemble de la structure des communautés biologiques (abondance relative). Les biotypes de référence identifiés dans cette étude peuvent être utilisés pour développer autant un indice multimétrique que multivarié. Le mérite relatif des méthodes multivariées et multimétriques a déjà été débattu (ex. Barbour *et al.*, 1999) et résumé par Bailey *et al.* (2004). La méthode multimétrique est simple à produire et plus facile à comprendre intuitivement pour les utilisateurs non experts et fournit un lien détaillé entre les causes des perturbations et leurs effets sur les communautés aquatiques, en se basant sur la connaissance de la relation de plusieurs attributs des communautés (ex. tolérance et diversité) avec leur

environnement (CCME, 2006). Toutefois, la corrélation entre les métriques peut fausser l'évaluation de la dégradation des sites « test » (Norris, 1995; Reynoldson *et al.*, 1997; Bowman *et al.*, 2006) en sous-estimant ou surestimant leur degré de dégradation en fonction des métriques utilisées. Dans cette étude, le niveau de dégradation des sites de référence dont la concentration naturelle en COD était élevée (REF1) était surestimé par les indices biotiques et multimétriques, cela possiblement en raison de la plus faible proportion de taxons EPT dans ces sites, ceux-ci étant utilisés dans plusieurs métriques (ex. NBTAXEPT, PP, PT, PE). Pour leur part, l'« outil-probabilité » BEAST et l'« outil-gradient » IDEC utilisent l'ensemble de l'information fournie par la structure de la communauté (méthode multivariée) et résumant les relations multidimensionnelles en quelques axes non corrélés (orthogonaux). Ces seuls avantages suffisent à justifier le développement d'un indice multivarié de type BEAST ou IDEC, ce que recommande également le CCME (2006). Cet indice pourrait être développé à partir d'une ordination sur laquelle différentes métriques et indices multimétriques seraient représentés en passif (en fonction de leur corrélation avec les axes d'ordination). Ce nouvel indice pourrait donc bénéficier de la combinaison des méthodes multivariée et multimétrique, en représentant les métriques et indices multimétriques dans l'ordination. Cette combinaison a été recommandée notamment par Johnson (2000) et le CCME (2006) et utilisée par Sylvestre *et al.* (2005).

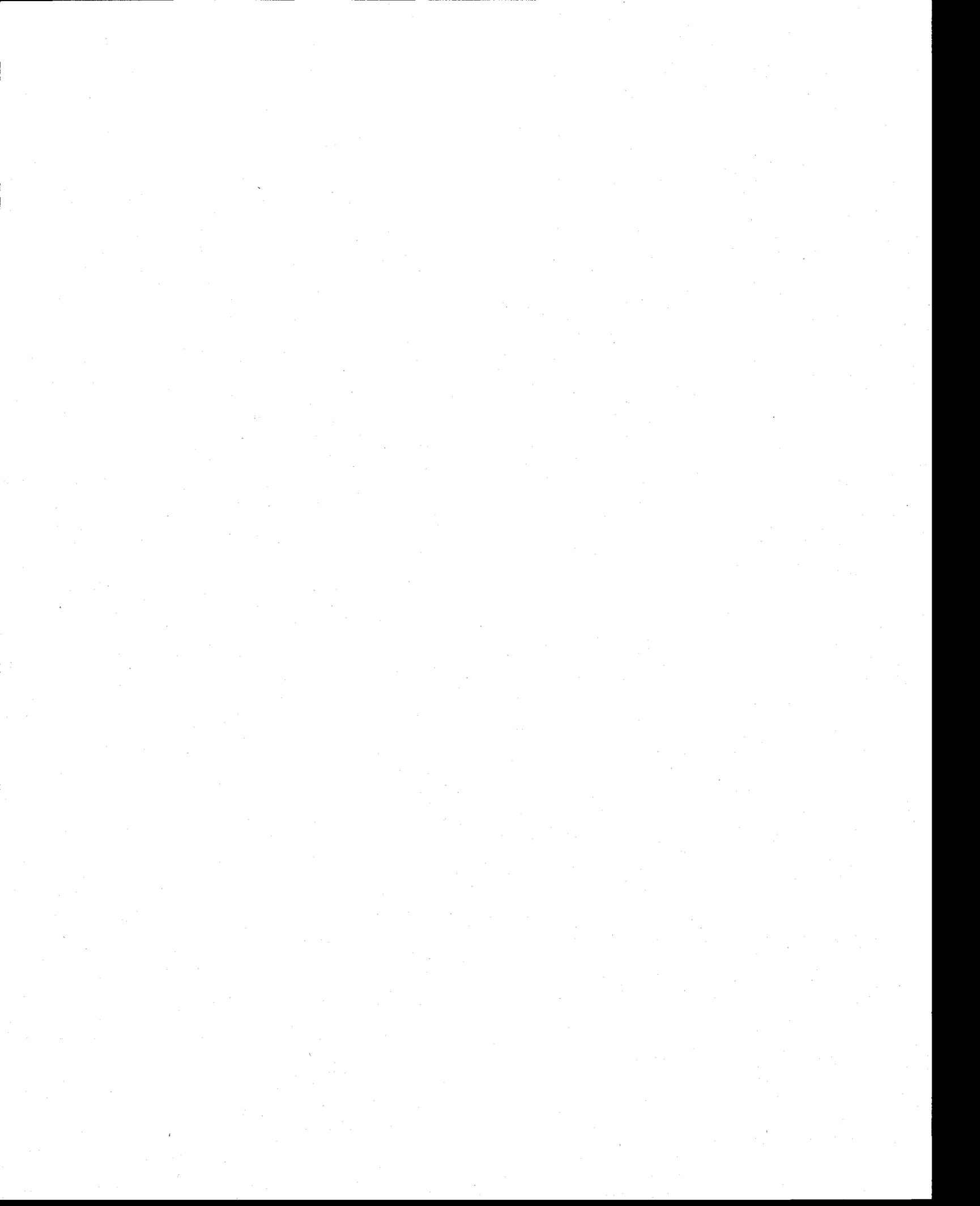
Le développement d'un indice de type « outils-gradients » tel que l'IDEC serait possible, car les sites de cette étude couvrent l'ensemble du gradient d'altération. Des métriques et indices multimétriques pourraient être représentés dans l'ordination. La création de

différents sous-indices développés en fonction des biotypes de référence ne serait pas nécessaire, car ceux-ci varient en fonction d'un axe de variation naturelle qui n'interfère pas avec l'axe d'altération, comme ce fut le cas dans le développement de l'IDEC (pH naturel *versus* anthropique).

Si un indice « outil-gradient » multimétrique devait être utilisé seul, les indices FBI et IWIBWVr seraient davantage recommandés en fonction des résultats de cette étude, car ils étaient corrélés à l'axe de dégradation principal et ont démontré leur capacité à différencier les sites légèrement altérés des sites de référence. L'indice ASPT n'arrivait pas à départager la communauté des milieux légèrement altérés des communautés des milieux de référence. Cependant, ces trois indices semblent surestimer l'altération des sites de référence ayant des concentrations naturelles en COD élevées (REF1). Afin d'éviter cette surestimation, il serait nécessaire de développer un sous-indice pour les sites ayant de fortes concentrations naturelles en COD.

Le développement d'un indice biotique macroinvertébrés de type « outils-probabilistes » nécessiterait un échantillonnage supplémentaire sur l'ensemble du territoire québécois de communautés de référence représentant l'ensemble des conditions naturelles, alors qu'un indice de type « outils-gradients » nécessiterait l'échantillonnage de communautés couvrant également l'ensemble du gradient d'altération. Un manque de communautés de référence peut occasionner une faible représentativité de la variabilité des communautés normalement possibles dans un environnement. Le manque d'échantillons et la faible couverture spatiale de l'étude n'ont pas permis de poursuivre le développement d'un

indice biotique. Cette étude a toutefois permis de confirmer la possibilité de développer un tel indice, contribuant ainsi à l'avancement des connaissances. Elle a également permis de proposer une approche méthodologique favorisant l'identification, *a posteriori*, des biotypes de référence.



5. Prédiction des biotypes de diatomées benthiques de référence des rivières du Québec à partir des arbres de classification, des *random forests* et des réseaux de neurones artificiels

Les communautés (sites) de référence utilisées dans cette étude ont été sélectionnées en utilisant une approche mixte (*a priori/a posteriori*), puis classifiées *a posteriori* en deux biotypes de référence, en fonction du pH naturel des cours d'eau (neutre ou alcalin; Grenier *et al.*, 2006). Le pH d'un cours d'eau étant expliqué à la fois par des facteurs naturels et anthropiques, il est important d'identifier les facteurs responsables du pH naturel d'un cours d'eau et de les utiliser pour sélectionner le biotype de référence approprié pour chaque site « test ». Le chapitre 5 consistait à développer des modèles prédictifs permettant : i) d'identifier les variables environnementales qui expliquent la différenciation entre les biotypes de diatomées de référence; ii) de prédire quel biotype de référence est associé à chaque site « test » en fonction de ces variables. Le(s) modèle(s) le(s) plus performant(s) a été utilisé pour identifier le sous-indice de l'IDEC approprié à chaque site « test » (Figure 5.1), ce qui implique la comparaison de différentes approches prédictives.

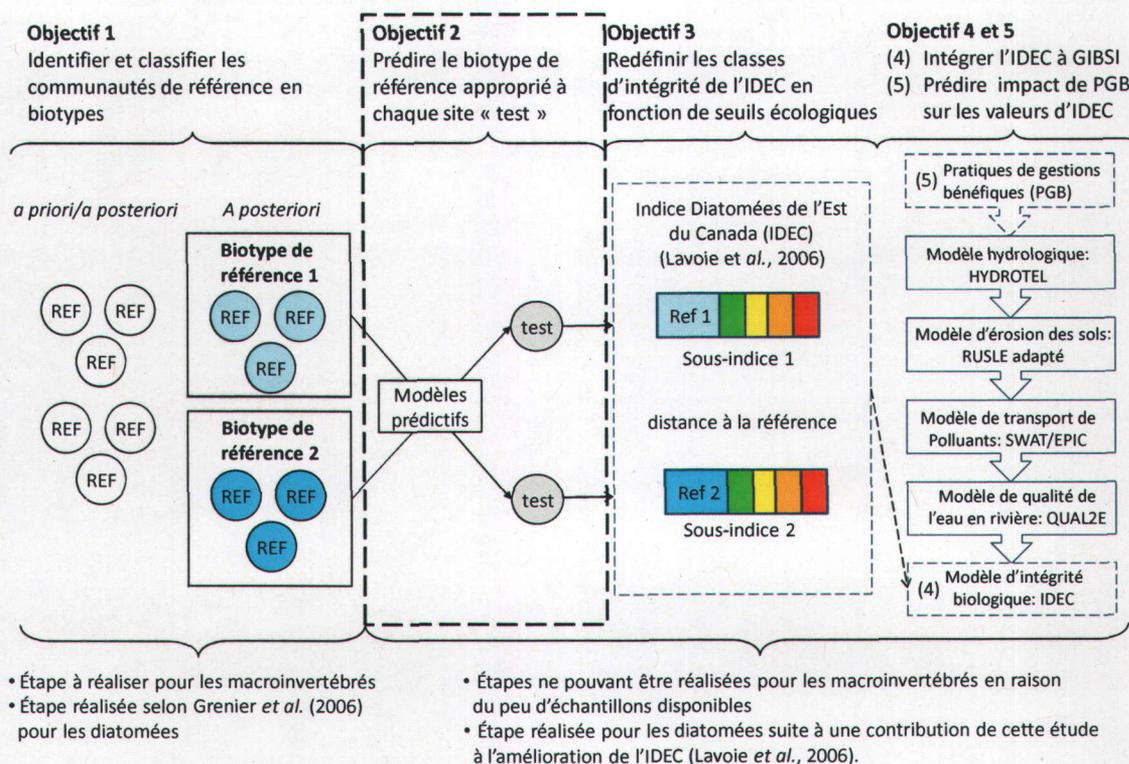


Figure 5.1 : Représentation schématique des quatre objectifs spécifiques réalisés dans cette étude afin d'intégrer à GIBSI un module permettant de prédire le niveau d'intégrité biologique. L'objectif 2 est réalisé dans ce chapitre (mis en évidence dans la figure).

5.1 Matériel et méthode

5.1.1 Territoire à l'étude et données disponibles

Deux cent quatre échantillons de diatomées ont été prélevés en 2002 et 2003, durant les mois de juillet, août et septembre, auxquels 65 échantillons prélevés en 2005 et 2006 ont été ajoutés, pour un total de 269 échantillons. Ceux-ci ont été collectés à proximité de 150 stations du Réseau-rivières du MDDEP dans 34 bassins versants qui alimentent le fleuve Saint-Laurent (Figure 5.2). Les sites sont répartis dans trois écorégions

(Bouclier canadien, Appalaches et Basses-terres du Saint-Laurent) et couvrent différents niveaux de pollution. La description des sites d'échantillonnage est disponible à l'annexe 4. Une description détaillée du territoire à l'étude est disponible à l'annexe 1.

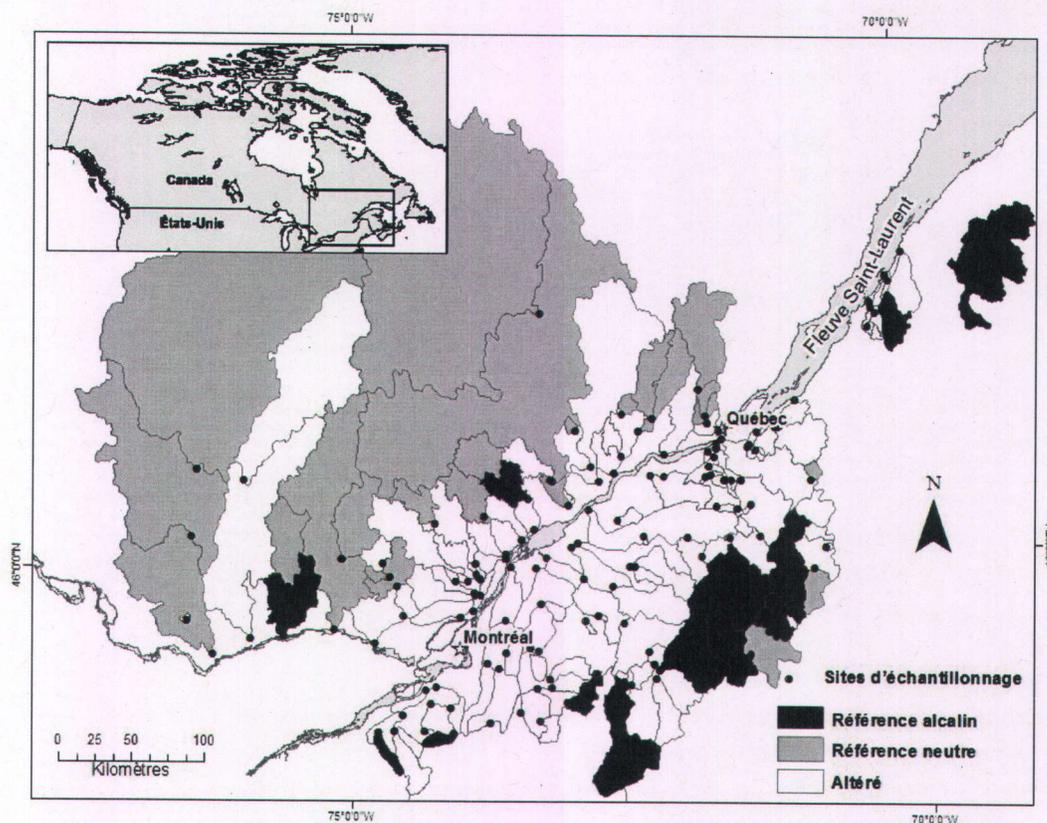


Figure 5.2 : Sites d'échantillonnage altérés et de référence localisés dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada).

Biotypes de diatomées de référence

Les diatomées benthiques ont été prélevées sur cinq roches (échantillon composite) situées en milieux lotiques et peu ombragés lorsque possible. Les échantillons ont été collectés à l'intérieur d'une zone d'environ 5 m² et à une profondeur variant entre 20 et 50 cm dépendamment du niveau de l'eau et de la turbidité, puis préservés dans une

solution de Lugol. La matière organique des diatomées a été éliminée en utilisant du peroxyde d'hydrogène (30 %) pour ne conserver que les frustules. L'échantillon a ensuite été traité et collé sur une lame de microscope avec du Naphrax pour l'identification. Au minimum, 400 valves de diatomées par lame ont été comptées et identifiées au niveau taxonomique le plus précis en utilisant un microscope à contraste interférentiel (Zeiss Axioskop II; 1250X). L'identification taxonomique s'est appuyée sur Lavoie *et al.* (2008c). Suivant les recommandations de Lavoie *et al.* (2008b), un taxon a été inclus dans les analyses s'il était présent avec une abondance relative de $\geq 2\%$ dans au moins un échantillon.

Deux biotypes de référence, représentant les conditions des milieux à pH neutre et alcalin, ont été identifiés suivant la méthode utilisée à l'objectif 1, qui s'apparente à celle utilisée dans Grenier *et al.* (2006). Quarante-six échantillons (de 24 sites d'échantillonnage) ont été identifiés comme étant des communautés de référence de milieux neutres et 18 échantillons (de 14 sites d'échantillonnage) comme étant des communautés de référence de milieux alcalins (M. Grenier, données non publiées). Les boîtes à moustaches démontrent que les variables physico-chimiques sont semblables pour les deux biotypes de référence, à l'exception du pH et de la conductivité qui diffèrent significativement entre ceux-ci (Figure 5.3).

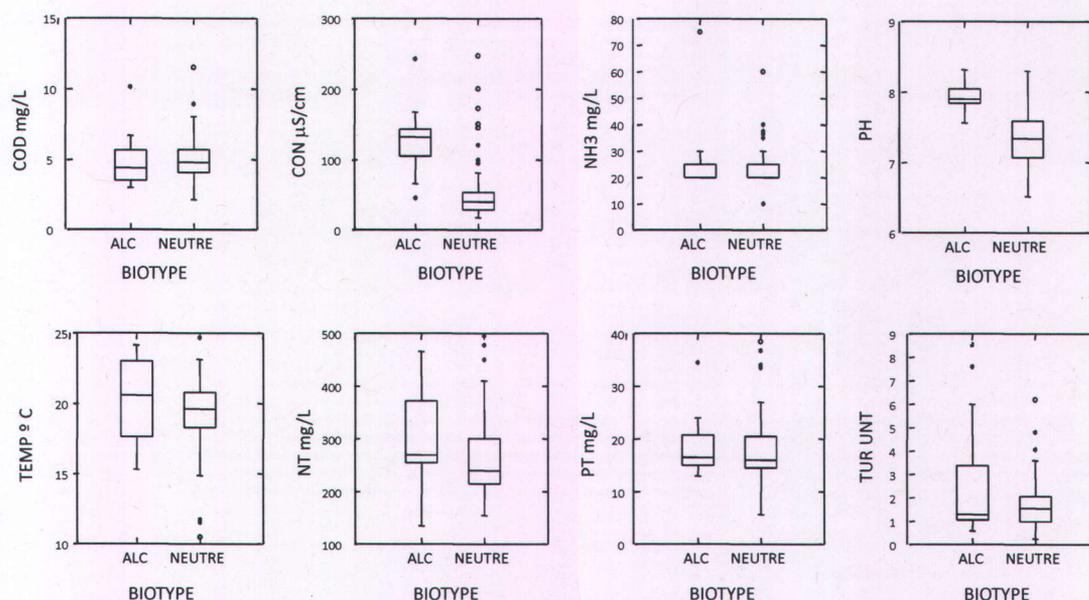


Figure 5.3 : Boîtes à moustache représentant les valeurs des variables physico-chimiques par biotype de diatomées de référence. Elles représentent la médiane, les 25^e et 75^e percentiles et les 10^e et 90^e percentiles des distributions des valeurs physico-chimiques. COD : carbone organique dissous; CON : conductivité; NH3 : azote ammoniacal; TEMP : température; NT : azote total; PT : phosphore total; TUR : turbidité.

La plupart des sites de référence des milieux neutres étaient situés sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, alors que la plupart des sites de référence des milieux alcalins étaient situés sur la rive sud. Toutefois, deux sites de référence des milieux alcalins localisés sur la rive nord (5280019 et 4040001) et trois sites de référence des milieux neutres (2330010, M1 et 2340041) localisés sur la rive sud du fleuve différaient de ce patron. De plus, les sites 3090047 et 3090009, situés dans la région sud-ouest de la rive sud du fleuve, étaient les seuls sites de référence localisés en milieu calcaire, ce qui affecte le pH des cours d'eau. Du point de vue du développement des modèles prédictifs, ces caractéristiques accentuaient l'importance de bien prédire ces sites « particuliers ».

Bassin versants

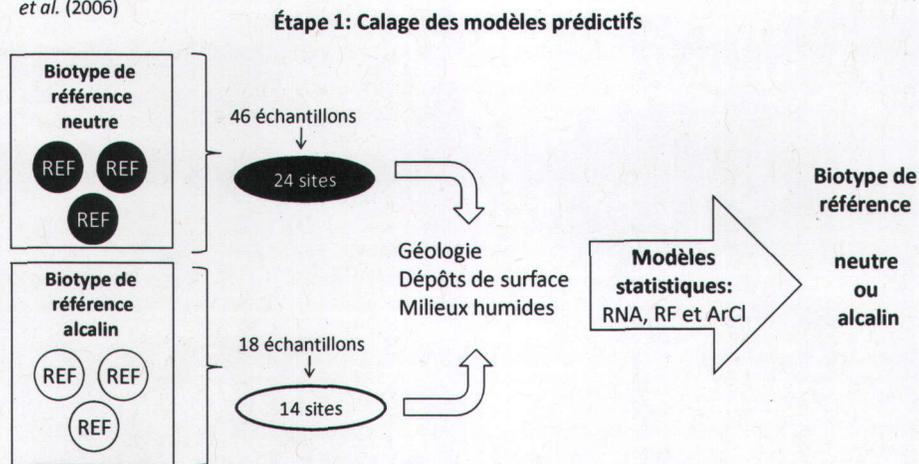
Un système d'information géographique (ArcGIS; version 8, ESRI, Redlands, Californie) a été utilisé pour caractériser le territoire (géologie, dépôts de surface et milieux humides) en amont de chaque site d'échantillonnage (exprimé en pourcentage de l'aire du bassin versant). Les variables considérées étaient : les alluvions (ALLU), les tills (TILL), les dépôts éoliens (EOL), fluvioglaciers (FLUVIO), lacustres (LACU), marins (MARIN), les roches affleurantes (ROCK), carbonatées (CARBON; calcaires, marbres et dolomites), argileuses (CLAY; shistes et shales), felsiques (FELS; granites et tonalites), intermédiaires (INTER; syénites), mafiques (MAF), siliceuses (SILI; grès, arkose et quartzite), ultra-mafiques (UMAF), gneiss/paragneiss (GNEISS), les milieux humides et les marais (WETLAND).

5.1.2 Modèles prédictifs

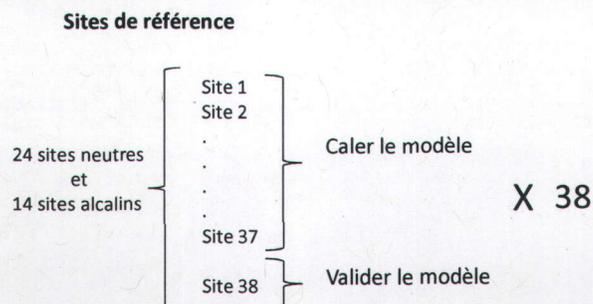
Les arbres de classification (ArCl), les *random forests* (RF) et les réseaux de neurones artificiels (RNA), des modèles statistiques non linéaires, ont été utilisés pour : (i) identifier les variables environnementales permettant de distinguer les biotypes de référence (calage des modèles prédictif; figure 5.4a); (ii) prédire quel biotype de référence (neutre ou alcalin) était le plus susceptible d'être présent dans un site altéré avant sa détérioration, à partir des variables environnementales explicatives (utilisation des modèles prédictifs; figure 5.4c). De façon pratique, le modèle le plus performant pourra être utilisé pour déterminer quel sous-indice de l'IDEC serait approprié à chaque

site « test ». Aucune transformation des variables n'a été nécessaire, car les ArCl, RF et RNA ne sont pas affectés par la non-linéarité des relations entre les variables. Une description détaillée des modèles prédictifs utilisés dans cette étude est disponible à l'annexe 2.

- a) **Classification des communautés de référence en biotypes**
Réalisée selon Grenier *et al.* (2006)
- Objectif 2:**
Sélectionner le biotype de référence approprié pour chaque site « test »



- b) **Étape 2: Validation des modèles prédictifs**



- c) **Étape 3: Utilisation des modèles prédictifs**

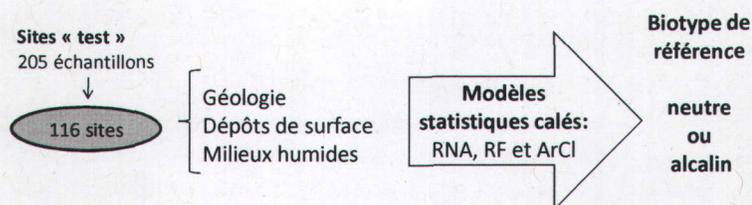


Figure 5.4 : Représentation schématique de la procédure utilisée pour : (a) caler les modèles prédictifs; (b) valider les modèles prédictifs; (c) utiliser les modèles calés pour sélectionner le biotype de référence approprié à chaque site « test ». RNA : réseaux de neurones artificiels; RF : *random forests*; ArCI : arbre de classification.

Arbre de classification (ArCl)

Les ArCl ont été développés en trois étapes. En premier lieu, un arbre entier « non élagué » a été calé en utilisant tous les prédicteurs. Une version modifiée du *Gini index*, recommandée par Wilkinson *et al.* (1999), a été utilisée comme indice d'homogénéité pour la partition de l'arbre et pour indiquer la contribution des variables responsables de la discrimination entre les biotypes. En deuxième lieu, l'arbre entier a été élagué pour réduire sa taille (taille optimale), ce qui a permis d'éliminer les prédicteurs qui ont moins d'effet et d'éviter le surentraînement du modèle (Breiman *et al.*, 1984; Maindonald et Braun, 2007). Le nombre de divisions nécessaires pour obtenir la taille de l'arbre optimale a été déterminé par la valeur du paramètre de complexité (cp) pour laquelle la règle d'« un-écart-type » (one-standard-error rule; 1-SE) était minimale (Maindonald et Braun, 2007). La 1-SE favorise l'arbre le plus grand pour lequel l'erreur de validation croisée (*leave-one-out*) se situe à l'intérieur d'un écart-type de l'erreur relative minimale déterminée par la validation croisée (Atkinson et Therneau, 2000). En troisième lieu, le biotype le plus approprié pour chaque site « test » a été prédit en utilisant l'ArCl entier (non élagué) et l'ArCl élagué calés. Les ArCls ont été développés en utilisant le logiciel R (R Development Core Team, 2006, Vienne, Autriche) et le progiciel Rpart (Atkinson et Therneau, 2000).

Les *random forests* (RF)

Le RF a été développé en deux étapes. En premier lieu, il a été calé en utilisant tous les prédicteurs. Tel que suggéré par Liaw et Weiner (2002), les valeurs par défaut ont été utilisées pour déterminer le nombre de variables utilisées pour la division de chaque nœud (par défaut, la racine carrée du nombre total de variables) et le nombre d'arbre (par défaut, 500) pour développer le RF. Aucune procédure n'est nécessaire pour éviter le surentraînement du RF. En deuxième lieu, le biotype le plus approprié pour chaque site « test » a été prédit en utilisant le RF calé. Le RF a été développé en utilisant le logiciel R (R Development Core Team 2006, Vienne, Autriche) et le progiciel *RandomForest* (Breiman et Cutler, 2007).

Les réseaux de neurones artificiels (RNA)

Le RNA a été développé en trois étapes. En premier lieu, pour éviter le surentraînement, les prédicteurs ont été présélectionnés si leur contribution moyenne à 50 modèles était $\geq 5\%$. En deuxième lieu, pour déterminer le nombre optimal de neurones de la couche intermédiaire et éviter le surentraînement, plusieurs modèles ont été calés avec différents nombres de neurones intermédiaires (de 2 à 10) et 1000 itérations (nombre aléatoire fixe), en utilisant les deux tiers des échantillons sélectionnés aléatoirement pour caler le modèle, puis en testant sur les échantillons restants. Le nombre de neurones optimal était celui pour lequel la somme des erreurs entre les valeurs prédites et observées était minimale pour les échantillons restants. Une fois le nombre optimal de neurones

déterminé, le nombre d'itérations optimal était celui pour lequel la somme des erreurs entre les valeurs prédites et observées était minimale. Le RNA final calé a été optimisé avec trois neurones dans la couche intermédiaire et 300 itérations (Figure 5.5). Le réseau était composé de trois couches : une couche d'entrée avec dix neurones (une pour chaque variable prédictive), une couche intermédiaire de trois neurones et une couche de sortie avec deux neurones (les deux biotypes de référence). En troisième lieu, le biotype le plus approprié pour chaque site « test » a été prédit en utilisant le RNA calé. Le RNA a été développé en utilisant le logiciel Matlab (version 7.0.4, The Mathworks, Massachusetts, États-Unis d'Amérique).

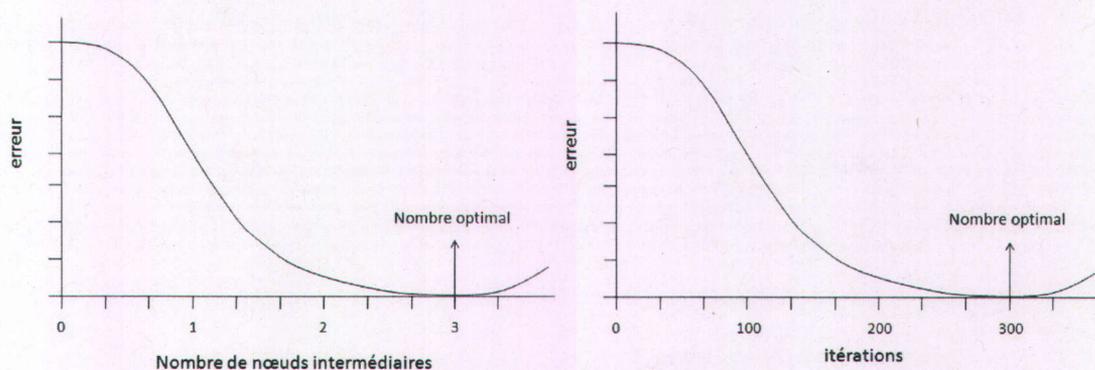


Figure 5.5 : Représentation schématique de l'optimisation du modèle RNA en fonction du nombre de nœuds dans la couche intermédiaire et du nombre d'itérations afin d'éviter le surentraînement du modèle.

Évaluation de la performance des modèles

L'évaluation de la performance d'un modèle prédictif devrait considérer la capacité de généralisation du modèle, soit la capacité de prédire correctement des valeurs n'ayant pas été utilisées pour le calage du modèle. Évaluer la capacité prédictive sur de nouvelles données indépendantes, c'est-à-dire une validation « externe », est une méthode

rigoureuse pour évaluer la performance du modèle (ex. Turgeon et Rodríguez, 2005). Lorsque des données indépendantes ne sont pas disponibles, des techniques de partition des données, telle la validation croisée, sont souvent utilisées comme validation externe. Ayant peu de données, une validation croisée « laisser - un (échantillon) - à part » (*leave-one-out*) a été appliquée pour évaluer la capacité de généralisation des modèles ArCl, RF et RNA (Figure 5.4b). Trois critères ont été utilisés pour évaluer la performance des modèles : (i) le pourcentage de bonne classification obtenu en validation (PCC; capacité de généralisation); (ii) l'équilibre entre la sensibilité (pourcentage de vrais positifs correctement prédits) et la spécificité (pourcentage de vrais négatifs correctement prédits) en validation; (iii) la capacité à prédire les sites « particuliers ». Le pourcentage de bonne classification (PCC), la sensibilité (biotype neutre bien prédit) et la spécificité (biotype alcalin bien prédit) ont été obtenus à partir d'une matrice de confusion qui identifie : (a) les vrais positifs; (b) les faux positifs; (c) les faux négatifs; (d) les vrais négatifs pour chaque modèle (Manel *et al.*, 2001). Parce que la performance d'un modèle peut être augmentée artificiellement par un petit nombre d'échantillons (Fielding et Bell, 1997), le coefficient de Cohen's kappa (K ; échelle : -1 à 1) a été calculé à partir de la matrice de confusion, afin de s'assurer que la performance du modèle n'était pas différente des attentes uniquement en fonction de la chance (Turgeon et Rodríguez, 2005). Une valeur de K de zéro indique qu'il n'y a pas de différence avec une prédiction aléatoire. La performance du modèle est considérée : faible pour $K = 0,1 - 0,4$; modérée pour $K = 0,41 - 0,6$; élevée pour $K = 0,61 - 0,8$; presque parfaite pour $K = 0,81 - 1$ (Manel *et al.*, 2001). Des cartes de prédiction ont été

produites pour représenter la distribution spatiale des deux biotypes de référence obtenus par le meilleur modèle de chaque type de modèle (un ArCl, le RF et le RNA).

5.2 Résultats

Les modèles ArCl, RF et RNA ont tous identifié la géologie, précisément la présence des roches argileuses (CLAY) et siliceuses (SILI) comme principaux prédicteurs pouvant expliquer la discrimination entre deux biotypes de référence (Figures 5.6, 5.7 et 5.8). L'ArCl entier a correctement classifié tous les sites de référence (Figure 5.6; tableau 5.1). L'ArCl élagué (paramètre de complexité à 0,12) a correctement classifié 86 % (12/14) des sites de référence alcalins (mal classifiés : 5280019 et 4040001) et a mal classifié un site de référence neutre (2340041; Figure 5.6b; tableau 5.1). Les bassins versants qui ont $\geq 53,0$ % de CLAY ou $\geq 39,5$ % de SILI ont été classifiés comme ayant un biotype de référence alcalin et vice-versa. Les sites de référence mal classifiés ont été prédits par la présence de dépôts lacustres (LACU) et d'alluvions (ALLU) pour former l'ArCl entier. En validation, l'ArCl entier a correctement classifié 68,4 % des sites de référence, alors que l'ArCl élagué a correctement classifié 73,7 % de ceux-ci (Tableau 5.1). Deux modèles ArCl élagués presque équivalents, chacun avec quatre erreurs de classification, ont retenus soit les CLAY et CARBON ou les GNEISS et MAF comme prédicteurs. Les corrélations (Spearman) entre les CLAY, CARBON et GNEISS sont modérées à fortes (0,38 à 0,73; $p \leq 0,05$), mais les MAF étaient peu corrélées avec ces variables (0,01 à 0,17; $p \leq 0,05$).

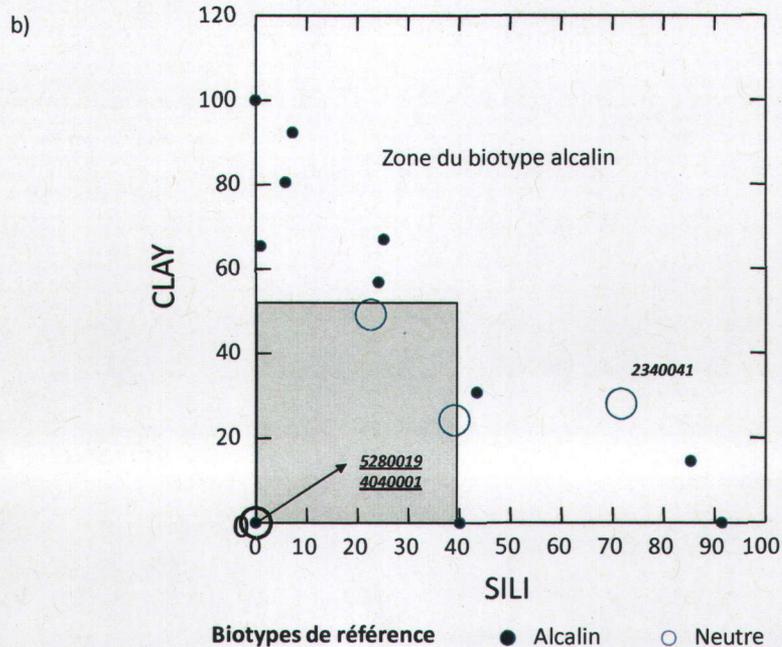
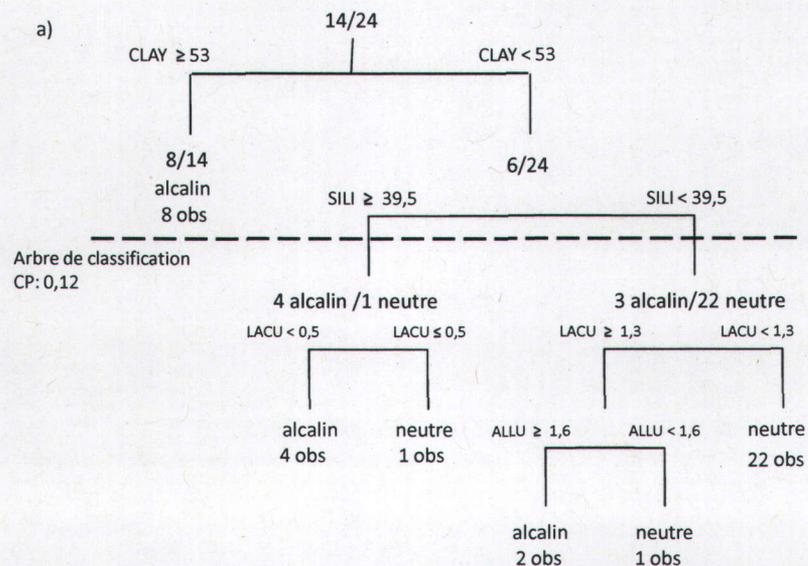


Figure 5.6 : (a) ArCl entier et élagué utilisés pour prédire les biotypes de référence diatomées. Les valeurs de division et les observations alcalin/neutre sont inscrites sur les branches de l'arbre. Le nombre final d'observations est inscrit pour les nœuds terminaux. La ligne horizontale pointillée indique le niveau d'élagage déterminé par la règle une-erreur-type (1-SE). (b) Nuage de points représentant les valeurs pour les roches argileuses et siliceuses utilisées par l'ArCl élagué pour discriminer les biotypes alcalin et neutre. Les nombres soulignés, en gras et en italique représentent le site neutre mal classifiés par l'ArCl élagué. Les nombres soulignés, en gras et en italique représentent les sites alcalins mal classifiés par l'ArCl élagué. La zone grise représente la zone du biotype neutre.

Le RF a correctement classifié tous les sites de référence et a retenu les CLAY, GNEISS et SILI comme meilleurs prédicteurs (Figure 5.7; tableau 5.1). Ensemble, ces variables ont fourni près de 50 % de la capacité prédictive du RF. En validation, le RF a correctement classifié 81,6 % des sites de référence.

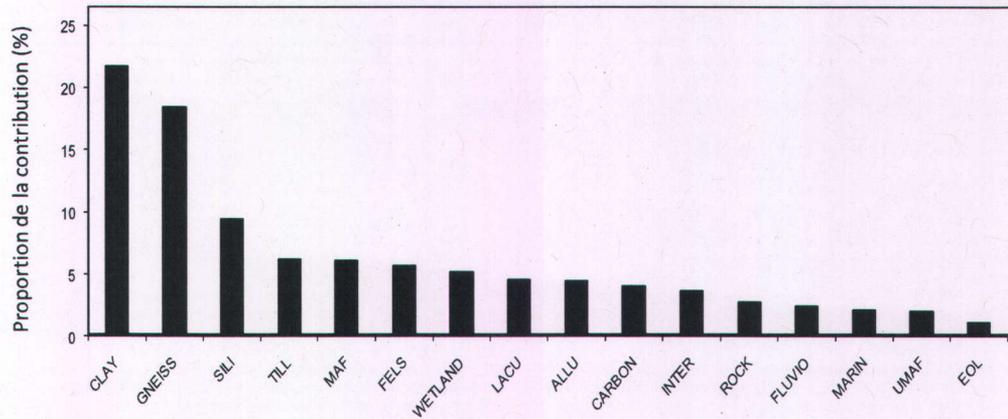


Figure 5.7 : Contribution des variables environnementales pour caler le RF; diminution proportionnelle du *Gini index* (%).

Les 50 analyses de sensibilité menées sur le RNA ont retenu les CLAY, GNEISS, SILI, ALLU, CARBON, FELS et MAF pour créer le modèle RNA généralisé (Figure 5.8). Seulement deux sites de référence alcalins (4040041 et 5280019) et un neutre (2330010) ont été mal classifiés par le modèle RNA (Tableau 5.1). Une analyse de sensibilité a indiqué que les CLAY (64,5 %), SILI (12,1 %) et CARBON (11,4 %) ont le plus contribué (ensemble près de 88 %) à la capacité prédictive du RNA généralisé. Il a correctement classifié 86,8 % des sites de référence en procédure de validation (Tableau 5.1).

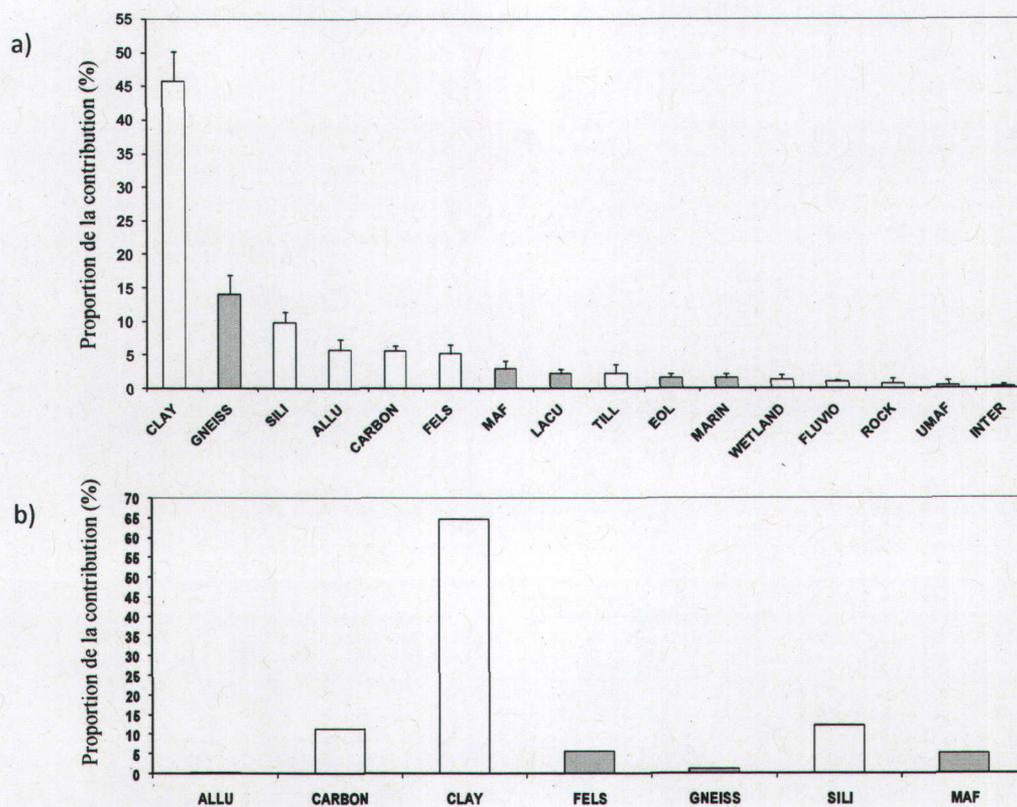


Figure 5.8 : Contribution des variables environnementales pour : (a) le RNA basé sur 50 analyses de sensibilité; proportion (%) de contribution aux 50 modèles (l'écart type est représenté par les lignes verticales); (b) le RNA; proportion (%) de contribution au modèle final calé. Gris : neutre; blanc : alcalin.

En calage, les modèles ArCl, RF et RNA ont tous correctement classifié plus de 92 % des sites de référence (Tableau 5.1). L'ArCl entier et le RF ont correctement classifié tous les sites de référence, incluant les sites « particuliers » décrits plutôt. Les modèles ArCl élagué et RNA ont mal classifié les deux sites (4040001 et 5280019) alcalins localisés sur la rive nord du Saint-Laurent et un site neutre (2340041 ou 2330010) localisé sur la rive sud. L'équilibre entre la spécificité et la sensibilité a démontré que tous les modèles calés ont un équilibre élevé ($K \geq 0,8$).

Toutefois, la validation a démontré que les modèles RNA, RF et l'ArCl élagué sont plus généralisés que l'ArCl entier (Tableau 5.1). L'ArCl élagué est plus généralisé que l'ArCl entier, car il a permis de classier adéquatement 76,3 % des sites de référence plutôt que seulement 68,4 % d'entre eux. Le RNA et le RF étaient les modèles les plus généralisés avec 86,8 % et 81,6 % de classification adéquates respectivement lorsque validés. Les ArCls étaient sensibles, mais manquaient de spécificité (entier, équilibre faible avec $K = 0,3$; élagué, équilibre modéré avec $K = 0,47$), alors que le RF (équilibre élevée avec $K = 0,61$) et RNA (équilibre élevé avec $K = 0,72$) étaient équilibrés et comparables. Par conséquent, en se basant sur le taux d'erreur en validation et le K , le meilleur modèle pour la prédiction des biotypes était le RNA. Toutefois, le RF avait un taux d'erreur comparable et une meilleure prédiction des sites « particuliers ».

Tableau 5.1 : Performance de tous les modèles pour discriminer les biotypes de diatomées de référence alcalin et neutre.

			Alcalin (observé)	Neutre (observé)	Nombre d'erreurs	% correct (PCC)	Spécificité (% correct alcalin)	Sensibilité (% correct neutre)	Cohen's kappa
Arbres de classification (ArCl)	Entier	Calage	Alcalin 14	Neutre 0	0	100	100	100%	1
		Validation	Alcalin 7	Neutre 7	12	68,4	50	79,2	0,30
	Élagué	Calage	Alcalin 12	Neutre 2	3	92,1	85,7	95,8	0,83
		Validation	Alcalin 9	Neutre 5	9	73,7	64,3	79,2	0,47
	<i>Random forests</i> (RF)	Calage	Alcalin 14	Neutre 0	0	100	100	100	1
		Validation	Alcalin 11	Neutre 3	7	81,6	78,6	83,3	0,61
Réseaux de neurones artificiels (RNA)	Calage	Alcalin 12	Neutre 2	3	92,1	85,7	95,8	0,8	
	Validation	Alcalin 12	Neutre 2	5	86,8	85,7	87,5	0,72	

Les biotypes de référence ont été prédits pour tous les sites en fonction de l'ArCl élagué, le RF et le RNA (Annexe 5). Des cartes de prédiction ont été produites afin de représenter la distribution spatiale des deux biotypes (Figures 5.9, 5.10 et 5.11). L'ArCl élagué a prédit que tous les bassins versants au nord et au sud-ouest du fleuve Saint-Laurent devraient avoir un biotype neutre à l'état naturel. Le RF et le RNA ont donné des résultats similaires en prédisant que seulement la partie des Basses-terres du Saint-Laurent localisée sur la rive nord du Saint-Laurent et quelques bassins versants localisés dans la partie sud-est de la rive sud devraient avoir un biotype neutre à l'état naturel (Figure 5.12).

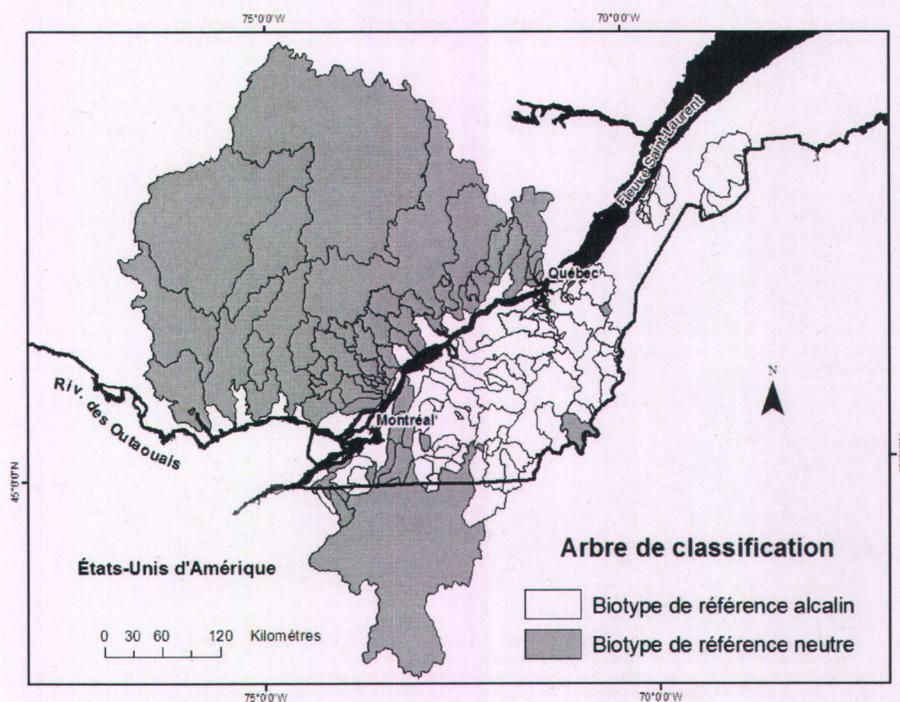


Figure 5.9 : Biotypes de diatomées de référence prédits par l'ArCl élagué. Gris : neutre; blanc : alcalin.

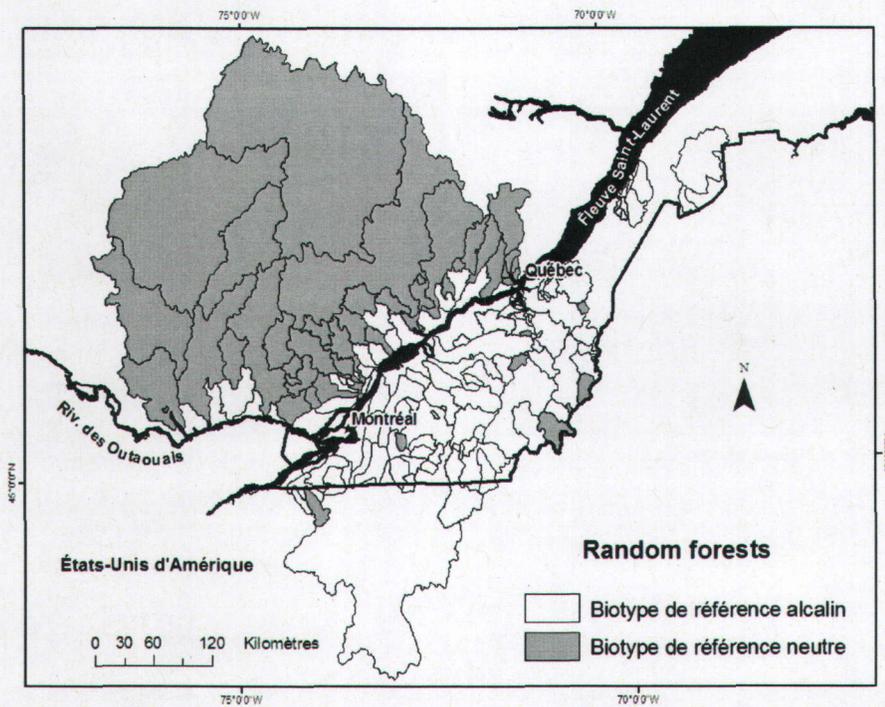


Figure 5.10 : Biotypes de diatomées de référence prédits par le RF. Gris : neutre; blanc : alcalin.

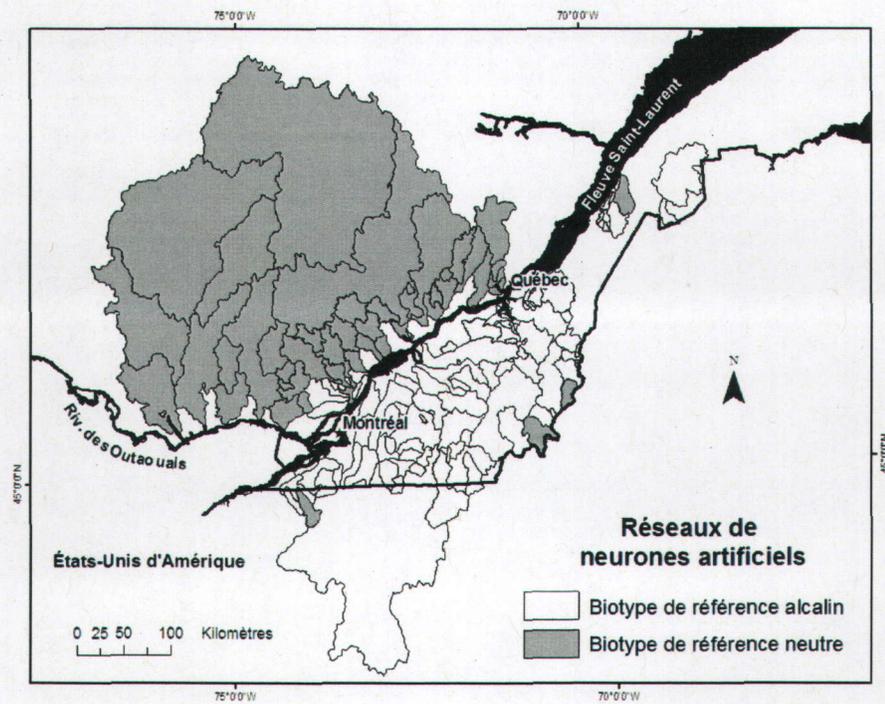


Figure 5.11 : Biotypes de diatomées de référence prédits par le RNA. Gris : neutre; blanc : alcalin.

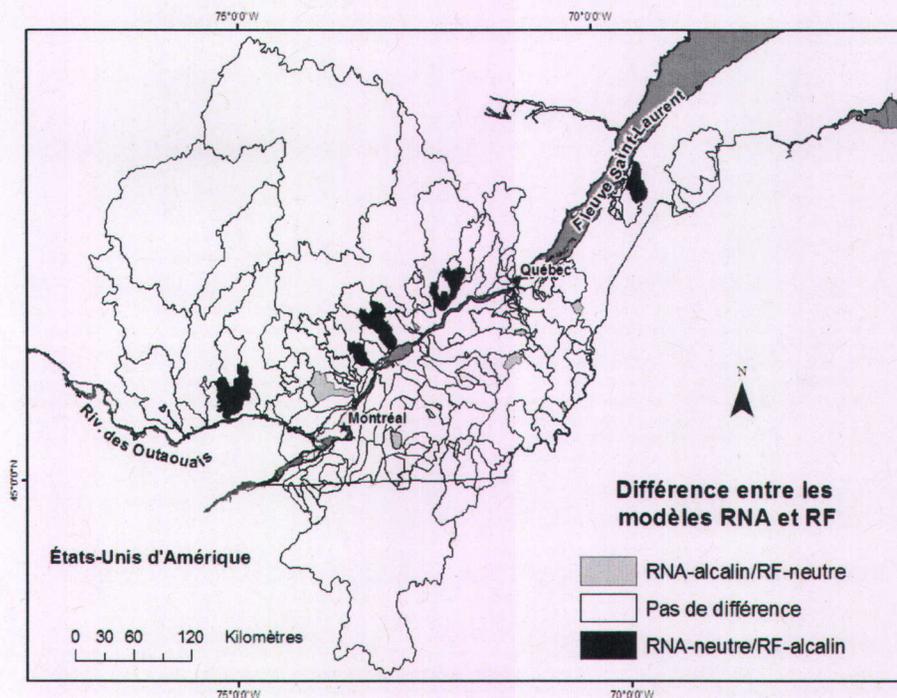


Figure 5.12 : Différence entre les biotypes de diatomées prédits par les modèles RF et RNA. En noir : alcalin prédit par le modèle RF et neutre par le modèle RNA; gris : neutre prédit par le modèle RF et alcalin prédit par le modèle RNA; blanc : pas de différence entre les prédictions des deux modèles.

5.3 Discussion

5.3.1 Classification des communautés (sites) de référence en biotypes et association d'un site « test » au biotype de référence approprié

Dans l'étude de Grenier *et al.* (2006), les communautés de référence ont été classifiées en deux biotypes de référence en utilisant une approche *a posteriori*, en fonction du pH naturel des cours d'eau. Les modèles prédictifs développés dans cette étude ont été utilisés afin d'associer chaque site « test » au biotype de référence approprié, et ce, afin de prédire la structure de la communauté de diatomées attendue à un site « test », suite à sa

restauration. Cette approche par classification/modélisation (*a posteriori*, ou biotique) réduit l'effet du pH naturel dans l'évaluation du niveau d'intégrité biologique, ce qui permet, par la suite, d'évaluer adéquatement son niveau d'intégrité biologique (étape réalisée dans le chapitre suivant). Cette approche a également été utilisée pour le développement de RIVPACS, AusRivAS, BEAST et les indices IBD et IPS. Elle diffère toutefois de l'approche écorégionale (*a priori* ou abiotique) utilisée pour développer plusieurs indices multimétriques (ex. IBIs) dans laquelle la classification des communautés (sites) de référence est effectuée *a priori* en se basant sur des facteurs spatiaux abiotiques, le plus souvent en fonction de leur appartenance à une écorégion ou à une sous-écorégion (ex. Barbour *et al.*, 1995). Un site « test » est comparé aux communautés de référence de son écorégion d'appartenance pour évaluer son niveau d'intégrité biologique. Ces régions sont prédéfinies à partir de caractéristiques tels le climat, la physiographie, la géologie, les sols et la végétation (Omernik, 1987). La combinaison des écorégions et des bassins versants a également été utilisée pour subdiviser le territoire français en 22 hydro-écorégions qui ont été obtenues en divisant les grands bassins hydrographiques en fonction des écorégions (Rogers et Wasson, 1997). Ces approches présupposent que les communautés de référence sont similaires à l'intérieur d'une même (hydro) écorégion et diffèrent d'une (hydro) écorégion à une autre. Bien que certaines études aient démontré qu'il y avait une certaine correspondance entre les écorégions et les communautés de diatomées et de macroinvertébrés en conditions de référence (ex. Wasson *et al.*, 2002), plusieurs études démontrent le contraire. Parmi celles-ci, Mazor *et al.* (2006) ont utilisé différentes méthodes de classification abiotiques (écorégions, ordre du cours d'eau et modèle nul) et biotiques (biotypes) pour classifier

202 sites de référence à partir des communautés de diatomées et de macroinvertébrés. Leur étude a démontré que les classifications biotiques partitionnent les communautés de diatomées et de macroinvertébrés en groupes plus homogènes, suivies par l'écorégion et l'ordre du cours. Les classifications abiotiques expliquaient une faible portion de la variance dans la structure des communautés de macroinvertébrés et de diatomées de référence. Des résultats similaires ont été obtenus par Reynoldson *et al.* (1995) et par Hawkins et Norris (2000). D'autres études (ex. Gosselain *et al.*, 2005; Grenier *et al.*, 2006; Tison *et al.*, 2007) ont démontré que la distribution spatiale des communautés de diatomées de référence devraient correspondre principalement aux facteurs responsables du pH naturel des cours d'eau davantage qu'à l'ensemble des facteurs utilisés pour définir les écorégions. Ces considérations ont contribué à reconsidérer l'approche écorégionale utilisée lors du développement initial de l'IDEC.

5.3.2 Facteurs environnementaux permettant la différenciation des biotypes de référence

L'approche biotique de l'ACR est basée sur la prémisse que la composition biologique d'un site de référence peut être prédite en utilisant ses attributs physiques et chimiques (Bowman et Somers, 2005). Toutefois, plusieurs attributs physico-chimiques (conductivité, carbone organique dissous, pH, température et turbidité) des eaux naturelles peuvent être altérés par les activités humaines. Par conséquent, les valeurs mesurées actuellement dans les cours d'eau pour ces variables ne peuvent être utilisées pour prédire les conditions de référence (Bailey *et al.*, 2004). Par exemple, les sels dissous provenant

des nutriments lessivés par les terres agricoles ont pour effet d'augmenter le pH d'un cours d'eau ayant naturellement un pH neutre. Malgré ce fait, le pH actuel des cours d'eau a été utilisé précédemment pour prédire les biotypes de diatomées de référence (ex. Descy *et al.*, 2005; Tison *et al.*, 2007) et de macroinvertébrés (ex. Reynoldson *et al.*, 1995). Les prédictors (géologie, dépôts de surface et milieux humides) utilisés dans ce chapitre ont été considérés seulement s'ils pouvaient potentiellement expliquer le pH, la conductivité et l'alcalinité naturels des cours d'eau et s'ils ne pouvaient pas être affectés par les activités anthropiques. Les modèles développés dans cette étude ont identifiés certains types géologiques (roches argileuses, siliceuses, carbonatées et gneiss/paragneiss) comme étant les meilleurs prédictors des biotypes de diatomées de référence. Plusieurs études ont démontré le lien entre la géologie, le pH et les communautés ou les biotypes de diatomées de référence au États-Unis (ex. Leland, 1995; Leland et Porter, 2000; Potapova et Charles, 2002) et en Europe (ex. Descy *et al.*, 2005; Gosselain *et al.*, 2005; Tison *et al.*, 2007).

Les roches argileuses et siliceuses occupent une grande partie du territoire situé au sud du fleuve Saint-Laurent où les communautés de diatomées de référence alcalines prédominent. Les cours d'eau alcalins dans les Appalaches ont des communautés de référence similaires à celles retrouvées dans les cours d'eau alcalins des Basses-terres du Saint-Laurent (Grenier *et al.*, 2006). La présence de gneiss/paragneiss avec une faible capacité tampon était associée avec les pH circumneutres des cours d'eau de référence localisés sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, principalement dans les sites de référence du Bouclier canadien et des Basses-terres du Saint-Laurent qui ont une grande

proportion de leur bassin versant localisée dans le Bouclier canadien. L'ajout des roches carbonatées comme prédicteur dans les modèles incluant les roches argileuses et siliceuses ont permis d'améliorer la prédiction de l'alcalinité sur les deux rives du fleuve Saint-Laurent. Les roches carbonatées occupent les basses terres sur la rive nord et la partie sud-ouest de la rive sud du Saint-Laurent. Toutefois, les modèles ne pouvaient pas expliquer la présence des communautés de référence neutres sur la rive sud. Ceux-ci devraient être utilisés avec prudence pour la prédiction des biotypes de référence aux sites où les épais dépôts de surface et/ou la présence de milieux humides peuvent réduire l'effet de la géologie sur le pH de l'eau. Par exemple, la présence d'une couche importante de dépôts marins le long des plaines du Saint-Laurent, ou de milieux humides, peut avoir grandement influencé le pH des cours d'eau plus que la géologie sous-jacente.

5.3.3 Modèles prédictifs

Pour être utiles comme outils de gestion, les modèles prédictifs devraient être précis (prédire correctement les biotypes alcalin ou neutre), généralisés (transférables à de nouveaux sites) et facilement utilisables (parsimonieux et rapidement interprétables) (Lek *et al.*, 1996). L'ArCl entier et le RF ont correctement classifié tous les sites de référence. Toutefois, le modèle RNA a mieux performé en validation et a démontré un meilleur équilibre entre la sensibilité et la spécificité. Le modèle RF était toutefois presque équivalent au modèle RNA en fonction de ces deux critères. Par conséquent, les modèles RNA et RF semblent être les modèles les plus généralisés et transférables. La prédiction des sites « particuliers » a été considérée dans le processus de sélection du

modèle, car l'objectif de l'étude n'était pas seulement d'obtenir le meilleur modèle de prédiction en fonction de la proportion de bonnes classifications en validation, mais aussi de développer un outil de gestion utile pour les cours d'eau du Québec. Les modèles RF et le ArCl entier ont prédit correctement tous les sites « particuliers », alors que les modèles RNA et ArCl élagué n'ont pas bien prédit les deux sites « particuliers » alcalins localisés sur la rive nord du fleuve. Par conséquent, ils constituent des modèles moins efficaces pour prédire les conditions de référence de cette région. En somme, le modèle RNA était un peu plus généralisé que le modèle RF, mais ce dernier était plus adéquat pour prédire les sites « particuliers ». Le choix final du sous-indice a donc été déterminé à partir des prédictions de ces deux modèles. Le jugement d'expert a été utilisé lorsque que les prédictions ne concordaient pas (Annexe 5).

Le modèle RF possède toutefois certains avantages par rapport au modèle RNA et ArCl. Il ne requiert pas l'élagage des arbres, il est robuste au surentraînement et est facile d'utilisation (peu d'efforts de calibration et de validation). En effet, il ne demande que la spécification de deux paramètres (le nombre d'arbres et le nombre de variables utilisées à chaque division de l'arbre), la spécification de ceux-ci ayant peu d'influence sur les résultats du modèle (Lawrence *et al.*, 2006). Toutefois, les modèles RF et ANN sont souvent critiqués et appelés des approches « boîte noire », car ils fournissent une explication limitée sur la contribution des variables dans le processus de prédiction. Toutefois, cette contribution est plus claire pour le modèle RF. Elle est mesurée par l'algorithme *Gini Index* (Breiman et Cutler, 2007) qui calcule la diminution totale de l'homogénéité des noeuds causée par une variable et ensuite cette diminution est

moyennée pour tous les arbres. Différentes méthodologies sont utilisées en écologie pour estimer indirectement la contribution des variables dans les modèles RNA. Olden *et al.* (2004) et Gevrey *et al.* (2003) ont démontré que l'approche PaD utilisée dans cette étude performe relativement bien, alors que Olden *et al.* (2004) ont aussi démontrés que l'approche *Connexion Weight* fournit la meilleure méthodologie parmi huit de celles-ci. Cette approche pourrait être utilisée dans des études futures. Cette explication limitée sur la contribution des variables aux modèles par les modèles RF et RNA démontre l'avantage principal des modèles ArCl, lesquels évaluent directement l'importance des variables et identifient des seuils pour chacune d'elles.

Les résultats de cette étude corroborent ceux obtenus dans des études comparant la performance des RNA avec d'autres modèles linéaires et non linéaires. Dans plusieurs études portant sur des communautés de poissons (Joy et Death, 2005; Moreau *et al.*, 2005), de macroinvertébrés (Gevrey *et al.*, 2005b; Horrigan *et al.*, 2005; Joy et Death, 2005) et de diatomées (Tison *et al.*, 2007), les RNA étaient les plus performants. Toutefois, dans plusieurs cas, les MGA (Gevrey *et al.*, 2005b; Moreau *et al.*, 2005), les ArCl (Moreau *et al.*, 2005) et l'ADL (Joy et Death, 2005) étaient équivalents aux RNA. Une étude menée par Marmoin *et al.* (2008) a démontré que les RNA performent mieux que les ArCl et RF pour prédire la distribution des formes de reliefs périglaciaires. Toutefois, Perdiguero-Alonso *et al.* (2008) ont obtenu de meilleures prédictions avec un modèle RF qu'avec un modèle RNA pour discriminer les populations de poissons à partir des parasites et Williams *et al.* (2009) ont obtenu le même résultat pour la prédiction des plantes rares. Également, Maloney *et al.* (2009) ont démontré que le

modèle RF performe mieux que l'ArCl et autres méthodes de modélisation, pour prédire les conditions biologiques des cours d'eau en fonction du *Benthic macroinvertebrate Index of Biotic Integrity*. Finalement, des résultats similaires ont été obtenus par Cutler *et al.* (2007) lorsqu'ils ont évalué leur capacité prédictive pour la prédiction des plantes invasives et des espèces rares de lichens. Ces études ont démontré que les RNA et les RF sont souvent les meilleurs modèles prédictifs, mais également qu'il n'y a pas de meilleurs modèles; il existe plutôt différentes bases de données. Les avantages de chaque type de modèles prédictifs justifient également l'utilisation de plusieurs d'entre eux et la comparaison de leurs résultats. Les *Boosted regression trees* ont démontré dans des études récentes qu'ils sont efficaces (De'ath, 2007), par conséquent, ils pourraient être utilisés pour des études futures.

5.3.4 Développement d'une nouvelle version de l'IDEC

Dans la première version de l'IDEC (Lavoie *et al.*, 2006), la sélection du sous-indice (biotype de référence neutre ou alcalin) approprié à chaque site « test » était basée sur une approche de type écorégion. Comme il fut mentionné, Grenier *et al.* (2006) ont démontré que les communautés de référence répondent principalement au pH naturel de l'eau plus qu'à la combinaison de facteurs régionaux. Dans cette étude, les modèles développés ont déterminé que la géologie était le principal facteur naturel discriminant les biotypes de référence. Une nouvelle version de l'IDEC a été développée au chapitre suivant dans laquelle les modèles RNA et RF ont été utilisés pour déterminer quel sous-indice est approprié à chaque site « test ». Pour les futurs utilisateurs de l'IDEC, la sélection du sous-

indice implique : (i) de délimiter le bassin versant de chaque site d'échantillonnage; (ii) de déterminer la superficie occupée par chaque type géologique en utilisant un système d'information géographique (SIG); (iii) d'utiliser les modèles RNA et RF pour déterminer le sous-indice approprié à chaque site « test ». Les modèles peuvent être utilisés avec le logiciel Matlab ou le logiciel public R en utilisant les routines (*scripts*) développées par les auteurs.



6. Redéfinition des limites des classes d'intégrité écologique de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) en fonction de seuils écologiques significatifs

Les modèles prédictifs développés au chapitre précédent ont été utilisés afin d'associer chaque site « test » au biotype de référence approprié (sous-indice de l'IDEC neutre ou alcalin). Le chapitre 6 de l'étude consistait, dans un premier temps, à développer une nouvelle version de l'IDEC (Lavoie *et al.*, 2006), composée d'un sous-indice neutre et un sous-indice alcalin comme dans sa première version et, dans un deuxième temps, à définir les classes d'intégrité biologique de l'IDEC afin qu'elles aient une signification écologique (Figure 6.1). Cette nouvelle version de l'IDEC permet d'évaluer le niveau d'intégrité biologique de chaque site « test » en comparant sa communauté biologique aux communautés de référence de son sous-indice d'appartenance.

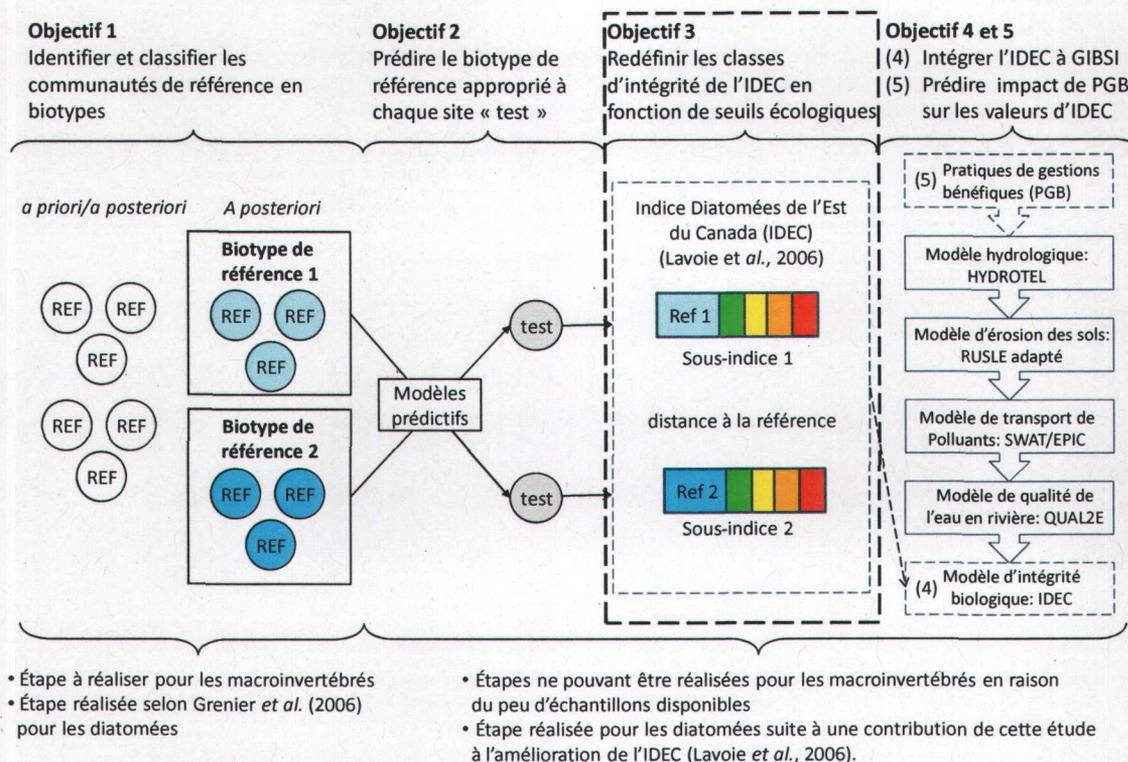


Figure 6.1 : Représentation schématique des quatre objectifs spécifiques réalisés dans cette étude afin d'intégrer à GIBSI un module permettant de prédire le niveau d'intégrité biologique. L'objectif 3 est réalisé dans ce chapitre (mis en évidence dans la figure).

6.1 Matériel et méthode

6.1.1 Territoire à l'étude et données disponibles

Pour le développement de la première version de l'IDEC (Lavoie et al., 2006), 204 échantillons de diatomées ont été prélevés en 2002 et 2003, durant les mois de juillet, août et septembre, auxquels 65 échantillons prélevés en 2005 et 2006 ont été ajoutés pour le développement de cette nouvelle version, pour un total de 269 échantillons. La

description des sites d'échantillonnage est disponible à l'annexe 4. Ceux-ci ont été collectés à proximité de 150 stations du Réseau-rivières du MDDEP dans 34 bassins versants qui alimentent le fleuve Saint-Laurent (Figure 6.2). Les sites sont répartis dans trois écorégions (Bouclier canadien, Appalaches et Basses-terres du Saint-Laurent) et couvrent différents niveaux de pollution. Une description détaillée du territoire à l'étude est disponible à l'annexe 1.

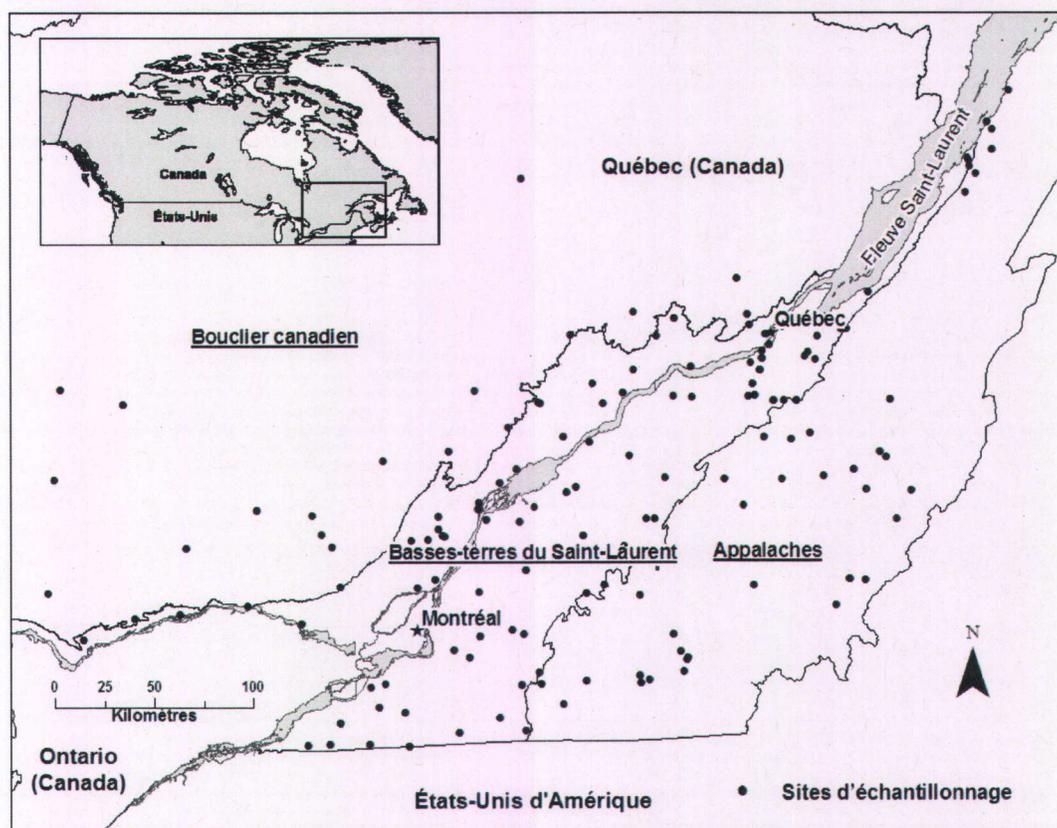


Figure 6.2 : Sites d'échantillonnage localisés dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada) utilisés pour développer l'IDEC (version 1.2).

Diatomées

Les diatomées ont été échantillonnées et analysées tel que décrit au chapitre 5 de cette thèse (objectif 2). Suivant les recommandations de Lavoie *et al.* (2008b), un taxon a été inclus dans les analyses s'il était présent avec une abondance relative de $\geq 2\%$ dans au moins un échantillon. Les 269 échantillons disponibles pour cette étude ont été divisés en deux groupes à l'aide des modèles prédictifs RNA et RF lors de la réalisation de l'objectif 2 de l'étude : 74 échantillons dans le sous-indice neutre et 195 échantillons dans le sous-indice alcalin (Annexe 5).

Physico-chimie

Les prélèvements et les analyses d'eau de la plupart des sites d'échantillonnage ont été produits par le MDDEP dans le cadre du programme de suivi de la qualité de l'eau. Les échantillons d'eau considérés dans cette étude sont ceux prélevés le mois précédant l'échantillonnage des diatomées (juin, juillet ou août). Les analyses d'eau ont été effectuées à l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) pour les sites additionnels qui n'étaient pas inclus dans le programme du MDDEP. Les variables considérées dans cette étude étaient : le phosphore total (PT; mg/L), l'azote totale dissous (NT; mg/L), l'azote ammoniacal (NH₃; mg/L), le pH, la conductivité (CON; $\mu\text{S}/\text{cm}$), la température (TEMP; °C), la turbidité (TUR; UNT) et le carbone organique dissous (COD; mg/L). Lorsque deux échantillons d'eau étaient disponibles, la moyenne des variables physico-chimiques a été calculée à partir des deux échantillons. Toutes les variables ont

été transformées par un Log_{10} , sauf la température, afin d'améliorer leur normalité et de réduire l'effet des valeurs extrêmes.

6.1.2 Analyses statistiques

La procédure et les analyses statistiques utilisées pour développer cette nouvelle version de l'IDEC et définir les classes d'intégrité biologique sont expliquées dans cette section. Une description détaillée des méthodes statistiques est disponible à l'annexe 2. La figure 6.3 représente schématiquement la procédure utilisée pour définir les limites entre les classes d'intégrité biologique de l'IDEC (version 1.2) en fonction de seuils écologiques significatifs.

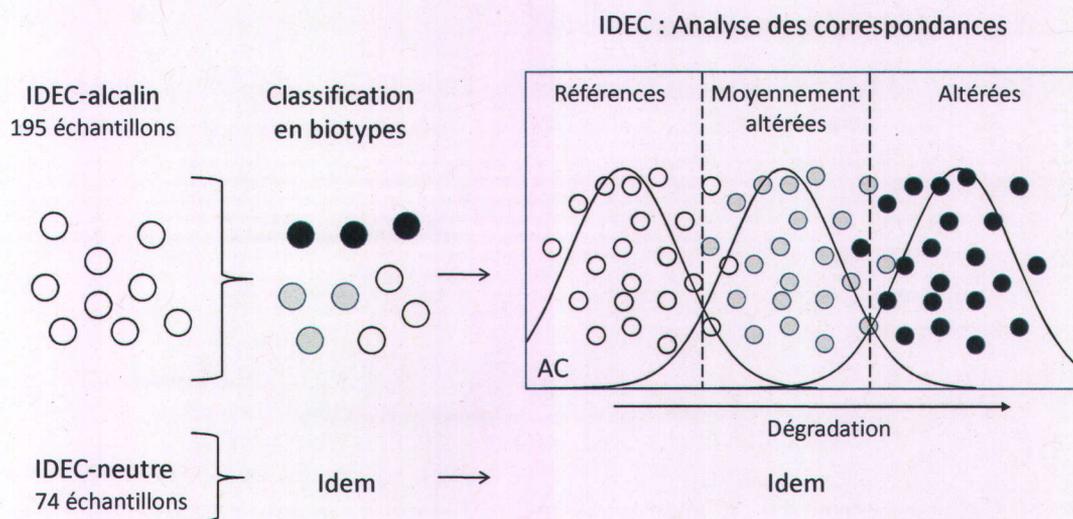


Figure 6.3 : Représentation schématique de la procédure utilisée pour définir les limites entre les classes d'intégrité écologique de l'IDEC (version 1.2) en fonction de seuils écologiques significatifs.

Les ordinations

Une analyse des correspondances (AC) a été utilisée pour développer chaque sous-indice (Figure 6.3). Les échantillons de diatomées ont été représentés sur les AC pour inférer indirectement les gradients environnementaux à partir des communautés de diatomées.

Comme au chapitre 4 (objectif 1), l'analyse des correspondances redressée (ACRD) a été utilisée afin de déterminer quel type d'ordination (une analyse canonique des correspondances, ACC, ou une analyse de redondance, AR) devait être utilisé pour identifier les variables environnementales qui avaient une influence significative sur la structure des communautés de diatomées. Selon ter Braak et Prentice (1988), une longueur du premier axe : (i) plus petite que 1,5 écart type indique une relation linéaire; (ii) plus grande que 3 écarts types indique une relation unimodale; (iii) entre 1,5 et 3 écarts types la relation peut être l'une ou l'autre. L'AR doit être employée pour les relations linéaires et l'ACC pour les relations unimodales.

Des ACC ont été produites *a posteriori* afin d'interpréter, à partir des variables environnementales significatives, la composition environnementale des principaux axes de variations des AC correspondantes. Les variables ayant un facteur d'inflation de la variance (VIF) excédant 10 ne furent pas incluses dans les analyses, car elles étaient fortement corrélées avec d'autres variables. Les tests de permutation de Monte Carlo ont été utilisés pour sélectionner les variables qui expliquent une partie significative de la variance dans les communautés de diatomées ($p \leq 0,01$). Des informations

supplémentaires sur le développement de l'IDEC sont disponibles dans Lavoie *et al.* (2006). Toutes les ordinations ont été produites en utilisant le logiciel CANOCO (Version 4,5, Center for Biometry, Wageningen, ter Braak et Smilauer, 2002).

La formation des biotypes

Pour chaque sous-indice, des biotypes ont été formés à l'aide d'une carte auto-organisatrice de Kohonen (CAK : Kohonen, 1982, 2001) en utilisant la mesure de distance de Bray-Curtis (McCune et Mefford, 1999) (Figure 6.3).

Une formule a été utilisée pour calculer le nombre de cellules nécessaires pour la formation de la CAK ($5 * (\sqrt{\text{nombre d'échantillons}})$ Y.-S. Park, University Kyung Hee, communication personnelle). Un diagramme hiérarchique *Unweighted Pair Group Method with the Arithmetic mean* (UPGMA), issu de la *U-matrix*, a été utilisé pour classifier les cellules en un nombre réduit de groupes. Les CAK ont été utilisées dans plusieurs études écologiques, dont la classification des communautés de diatomées (ex. Gevrey *et al.*, 2004; Park *et al.*, 2006) et l'identification des communautés de référence (ex. Gosselain *et al.*, 2005; Grenier *et al.*, 2006; Tison *et al.*, 2007). Les CAK ont été produites en utilisant le SOMtoolbox (Alhoniemi *et al.*, 1999; www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox) et le logiciel MATLAB (Version 7.0.4, The Mathworks, 2001, Massachusetts, USA).

Les limites entre les classes d'intégrité biologique ont été déterminées en fonction des biotypes de diatomées identifiés pour chaque sous-indice, en utilisant l'intersection entre les courbes normales issues de la distribution des valeurs d'IDEC de deux biotypes adjacents (Figure 6.3).

Analyse de l'homogénéité à l'intérieur de chaque classe d'intégrité et de la différence entre les classes d'intégrité

La procédure de permutation multiréponses (PPMR) a été utilisée afin d'évaluer l'homogénéité des communautés de diatomées à l'intérieur des classes et leur différence entre les classes.

Une valeur de $p \leq 0,002$ a été considérée comme étant une différence significative (Mazor *et al.*, 2006). Le coefficient de Sorensen (Bray-Curtis) a été utilisé comme mesure de distance. La PPMR a aussi été utilisée dans l'étude de l'écologie des diatomées par Rimet *et al.* (2007), Soininen *et al.* (2004) et Tornés *et al.* (2007). Le PPMR fut calculé à l'aide du logiciel PC-ORD (Version 4, MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, McCune et Mefford, 1999).

Les taxons indicateurs

Les taxons indicateurs de chaque classe ont été identifiés. Cette information permet d'identifier les taxons typiques de conditions environnementales particulières, donc leur écologie dans la région à l'étude.

Les valeurs indicatrices se situent entre 1 (pas indicatrice) et 100 (très indicatrice). Une valeur de 100 signifie qu'un taxon est spécifique à un biotype sans erreur possible pour le jeu de données en question. Dans cette étude, une valeur indicatrice ≥ 50 et un seuil de signification $\leq 0,001$ ont été retenus. L'indice fut calculé à l'aide du logiciel PC-ORD (version 4, MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, McCune et Mefford, 1999).

6.2 Résultats

6.2.1 Communautés de diatomées et biotypes

Au total, 489 taxons ont été échantillonnés dans les rivières du Québec, dont 165 sont inclus dans le sous-indice alcalin et 119 dans le sous-indice neutre, après l'application du critère de $\geq 2\%$ dans au moins un comptage. Au total, 91 taxons étaient communs au deux sous-indices. Les 195 échantillons inclus dans le sous-indice alcalin ont été classifiés en sept biotypes par les CAK, alors que les 74 échantillons inclus dans le sous-indice neutre ont été classifiés en quatre biotypes (Figure 6.4).

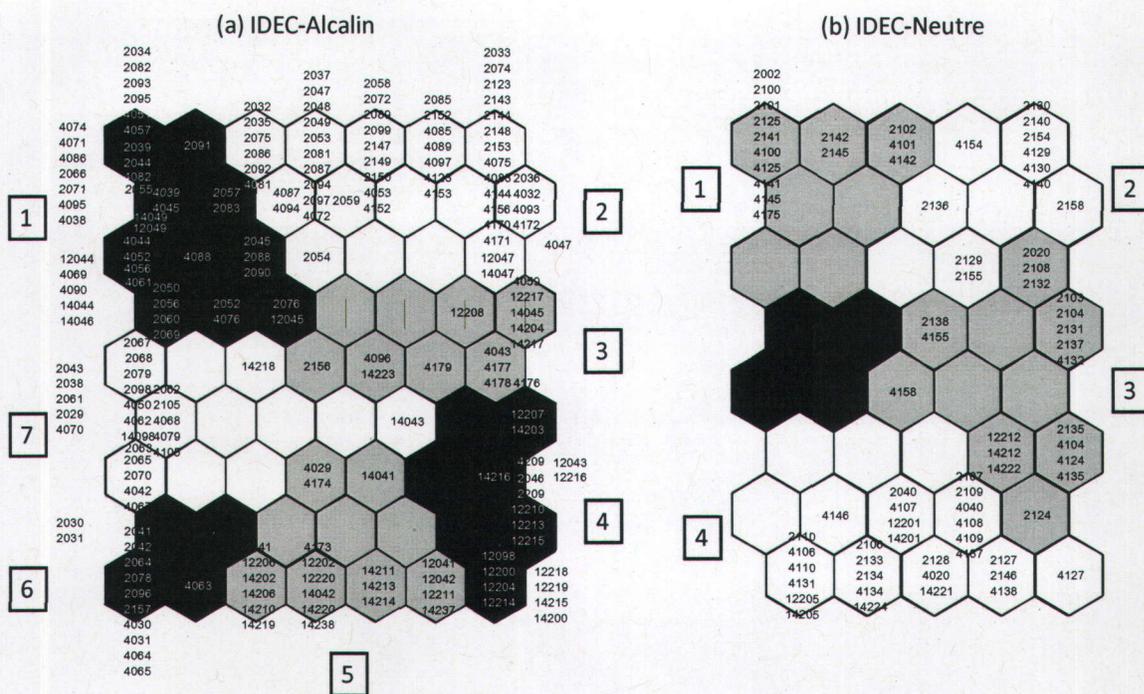


Figure 6.4 : Carte auto-organisatrice de Kohonen (CAK) démontrant : (a) les sept biotypes de diatomées formés pour l'indice alcalin; (b) les quatre biotypes de diatomées formés pour l'indice neutre de l'IDEC (version 1.2). Les nombres dans les cellules hexagonales représentent les libellés des sites d'échantillonnage. Les nombres encadrés représentent les numéros d'identification des biotypes.

6.2.2 Gradients de l'IDEC

Les AC ont été produites indépendamment pour les échantillons appartenant au sous-indice alcalin (Figures 6.5a et b) et pour les échantillons appartenant au sous-indice neutre (Figures 6.5c et d). Une ACRD préliminaire a indiqué qu'une ACC était plus appropriée pour explorer la relation entre les communautés de diatomées et les variables environnementales. Basé sur les ACC, le premier axe des deux indices pouvait être interprété comme un axe d'altération. Ces premiers axes étaient fortement corrélés avec les concentrations en NT et PT, la CON et le pH et expliquait 47,7 % de la relation entre

les communautés de diatomées et les variables environnementales pour le sous-indice alcalin et 52,3 % pour le sous-indice neutre. Le deuxième axe du sous-indice alcalin était influencé par un gradient de température et expliquait un 15 % additionnel de la relation entre les communautés de diatomées et les variables environnementales. Le deuxième axe du sous-indice neutre était influencé par un gradient de COD et expliquait un 11 % additionnel de la relation entre les communautés de diatomées et les variables environnementales.

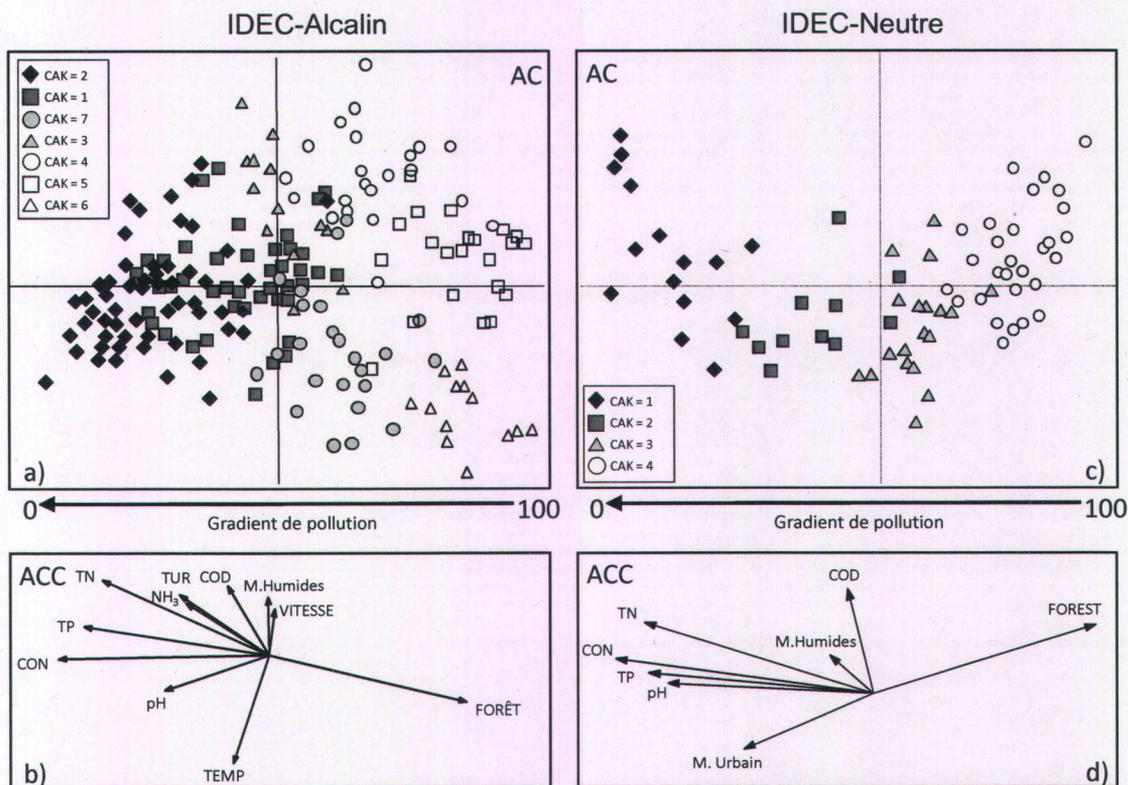


Figure 6.5 : Analyse des correspondances (AC) pour les échantillons inclus dans le développement : (a) du sous-indice alcalin; (c) du sous-indice neutre de l'IDEC (version 1.2). Analyse canonique des correspondances (ACC) pour les échantillons inclus dans le développement : (b) du sous-indice alcalin; (d) du sous-indice neutre de l'IDEC (version 1.2). Les symboles représentent les biotypes issus des cartes auto-organisatrices de Kohonen (CAK). La position de chaque site le long d'un gradient général de pollution (coordonnée x) représente la valeur de l'indice redistribuée dans une échelle entre 0 et 100. Seules les variables significatives ($p \leq 0,01$) sont incluses dans l'ACC.

6.2.3 Les seuils entre les classes biologiques

Les sept biotypes identifiés pour le sous-indice alcalin et les quatre biotypes identifiés pour le sous-indice neutre ont été représentés graphiquement sur les AC afin de définir les « seuils biologiques » le long du gradient principal de pollution (premier axe de l'AC). Les quatre biotypes du sous-indice neutre étaient relativement bien groupés le long du gradient de pollution. Le groupe 4 incluait les communautés de référence pour les eaux avec un pH presque neutre, alors que les groupes 1, 2 et 3 étaient distribués le long du gradient de pollution. Les biotypes du sous-indice alcalin étaient également bien groupés le long du gradient de pollution, bien qu'ils étaient également distribués le long du deuxième axe de l'AC en raison de la variabilité induit par la température de l'eau. Par conséquent, les groupes 5 et 6 ont été groupés et incluaient les communautés de référence typiques des eaux légèrement alcalines, dans lequel le groupe 5 représentait des eaux plus froides que le groupe 6. Le gradient de température séparait également le biotype 4 du biotype 7 et le biotype 1 du biotype 3. Le biotype 2, lequel incluait les communautés des milieux les plus altérés, était moins influencé par la température. Par conséquent, les biotypes 1 et 3, 4 et 7, ainsi que 5 et 6 de l'indice alcalin ont été groupés afin de mettre l'accent sur le gradient de pollution (premier axe de l'AC) et de réduire l'effet de la température sur le deuxième axe de l'AC. Basées sur ces biotypes, quatre classes ont été établies pour les deux sous-indices : A = les conditions de référence; B = légèrement altérées; C = altérées; D = sévèrement altérées. Les histogrammes de distribution des valeurs d'IDEC de chaque biotype sont présentés à la figure 6.6 pour les deux sous-indices.

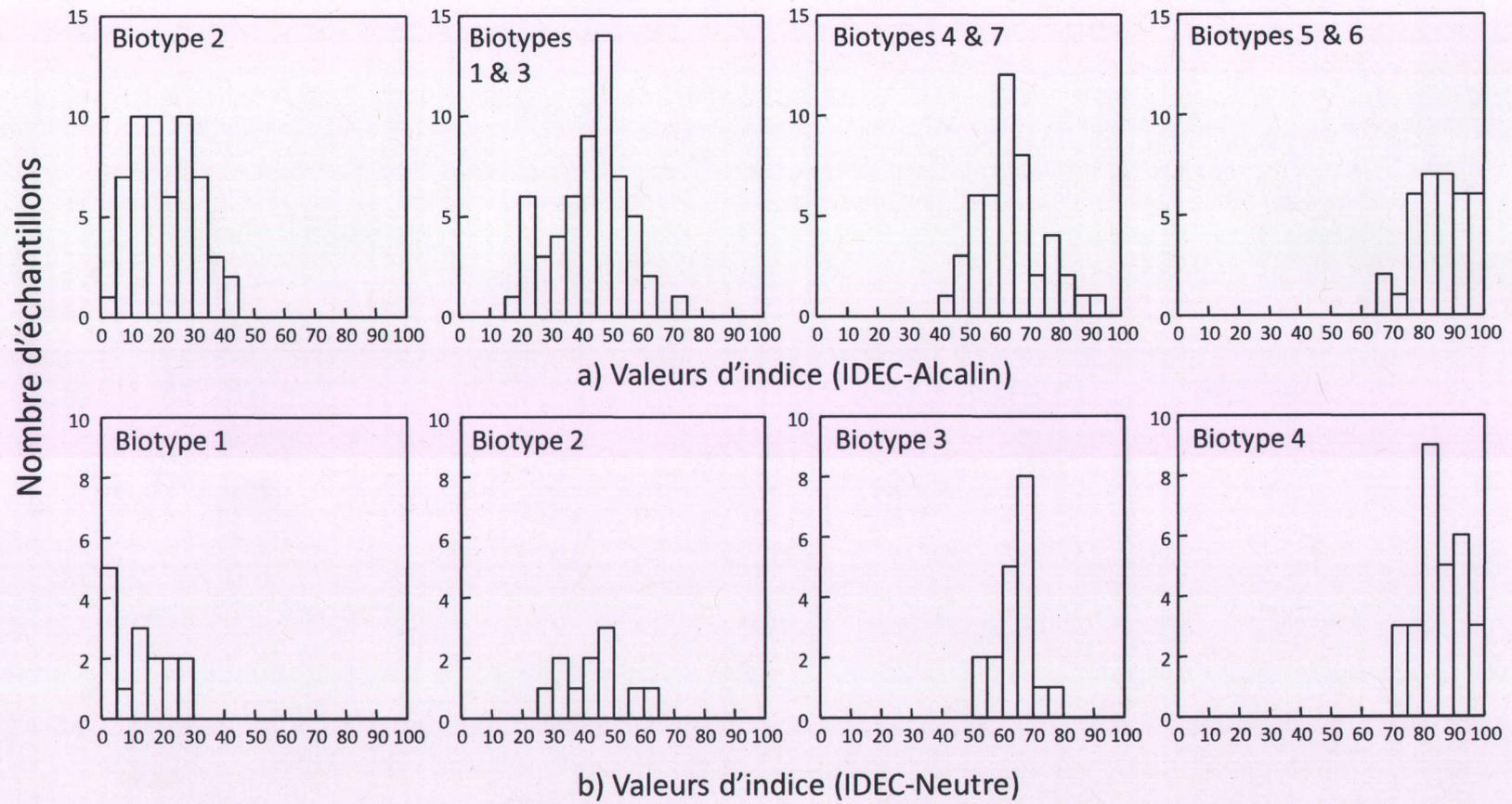


Figure 6.6 : Distribution des valeurs d'IDEC pour les sous-indices (a) alcalin et (b) neutre pour chaque biotype de l'IDEC (version 1.2).

Les courbes normales de distribution des valeurs d'IDEC des deux sous-indices ont été groupées afin d'établir les seuils entre les classes biologiques, à partir des intersections entre deux courbes normales adjacentes (A, B, C et D; figure 6.7). Les valeurs statistiques de A indiquaient que les classes du sous-indice alcalin démontraient un plus grand chevauchement (valeur de A allant de 0,02 à 0,04) que celles du sous-indice neutre (valeurs de A allant de 0,04 à 0,06). Toutefois, selon les PPMR, tous les seuils entre les classes étaient significativement différents ($p \leq 0,002$) pour les deux sous-indices. La valeur et la classe d'IDEC correspondant à chaque échantillon sont indiquées à l'annexe 6.

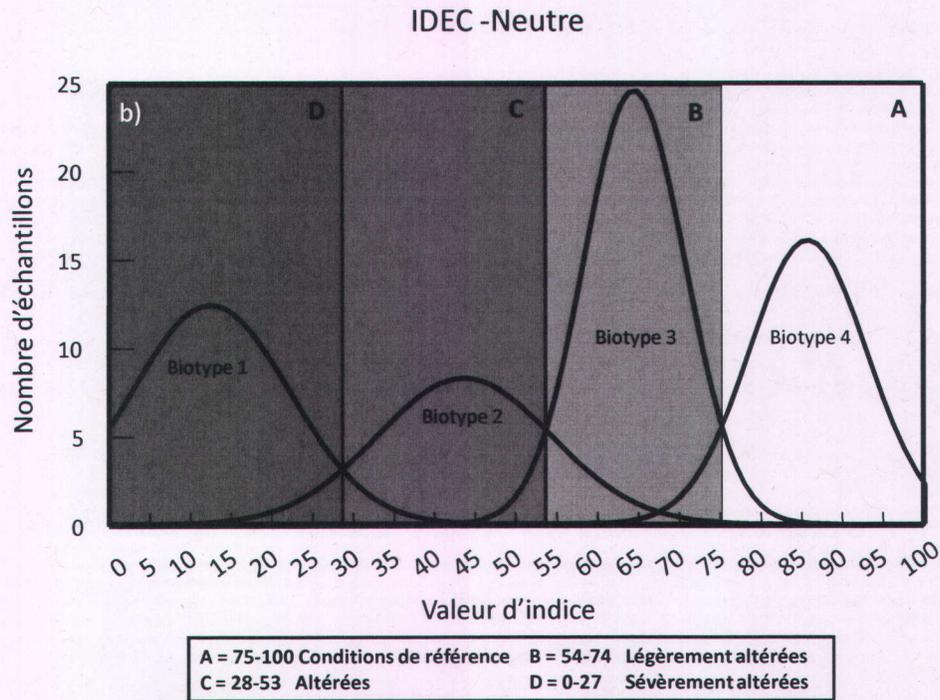
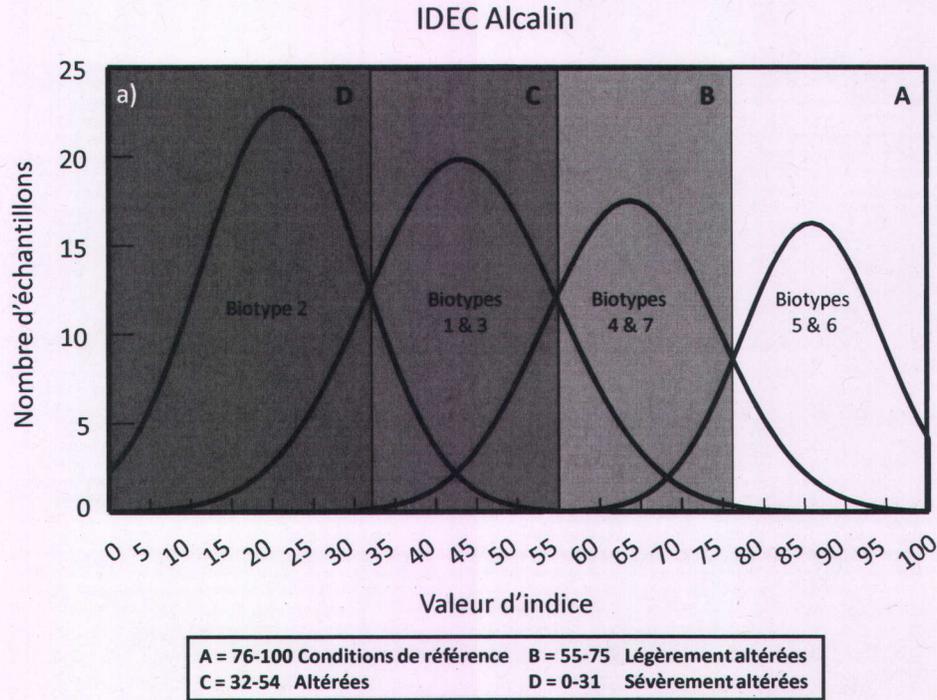


Figure 6.7 : Courbes de distribution normale des valeurs d'indice pour les sous-indices (a) alcalin et (b) neutre pour chaque biotype de l'IDEC (version 1.2). Les intersections entre les courbes normales adjacentes délimitent les frontières des classes.

6.2.4 Description des classes

Les taxons les plus indicateurs (valeurs indicatrices ≥ 50 ; $p \leq 0,01$) ont été identifiés pour chaque classe biologique de chaque sous-indice (A, B, C et D : Tableau 6.1). Pour les deux sous-indices, *Achnanthydium minutissimum* et *Fragilaria capucina* var. *capucina* étaient des taxons indicateurs de conditions de référence (classe A). *Cyclotella meneghiniana*, *Nitzschia inconspicua*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Nitzschia fonticola*, *Navicula gregaria*, *Nitzschia palea* var. *debilis*, *Nitzschia palea* et *Navicula symmetrica* étaient indicateurs de conditions sévèrement altérées (classe D).

La figure 6.8 présente les caractéristiques physiques et chimiques pour chaque classe biologique. Pour les deux indices, une augmentation importante, surtout de la CON, la NT, le pH et le PT se produit lorsque l'intégrité biologique décroît. Le COD, le NH₃, la TEMP et la TUR varient peu ou moins le long du gradient de pollution. Les classes de référence (classes A) avaient des conditions de pH (médiane de 7,9 pour l'indice alcalin et de 7,2 pour l'indice neutre) et de CON (médiane de 95 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour l'indice alcalin et de 35 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour l'indice neutre) naturelles différentes, alors que les concentrations en PT (médiane de 0,017 mg/L pour l'indice alcalin et de 0,016 mg/L pour l'indice neutre) et de NT (médiane de 0,39 mg/L pour l'indice alcalin et de 0,25 mg/L pour l'indice neutre) étaient similaires.

Tableau 6.1 : Taxons de diatomées les plus indicateurs de chaque classe des sous-indices alcalin et neutre de l'IDEC (version 1.2).

Sous-indice alcalin	Valeur indicatrice	Sous-indice neutre	Valeur indicatrice
(Classe A) Conditions de référence		(Classe A) Conditions de référence	
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>capucina</i>	78,3	<i>Brachysira microcephala</i> (Grunow) Compère	91,1
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	70,7	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	89
<i>Achnantheidium deflexum</i> (Reimer) Kingston	67,7	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>capucina</i>	66,5
<i>Achnantheidium rivulare</i> Potapova & Ponader	64	<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	65,8
<i>Ulnaria ulna</i> (Kützing) compère	53,8	(Classe B) Légèrement altérées	
<i>Achnantheidium</i> cf. <i>latecephalum</i> Kobayasi	53,6	<i>Navicula notha</i> Wallace	75,8
<i>Delicata delicatula</i> (Kützing) Krammer	51,5	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>saprophila</i> Kobayasi & Mayama	66,7
(Classe B) Légèrement altérées		(Classe B) Légèrement altérées	
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	54,4	<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) Mann	58,9
		<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) Williams & Round	51,6
(Classe C) Altérées		(Classe C) Altérées	
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	63,9	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	75,8
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	56,4	<i>Geissleria decussis</i> (Østrup) Lange-Bertalot & Metzeltin	66,4
(Classe D) Sévèrement altérées		(Classe D) Sévèrement altérées	
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	69,7	<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	54
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	68,6	(Classe D) Sévèrement altérées	
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	66,1	<i>Navicula rostellata</i> Kützing	88,5
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow	65	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith	84
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	62,8	<i>Navicula symmetrica</i> Patrick	84
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	61,9	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	81,7
<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Moser Lange-Bertalot & Metzeltin	57,6	<i>Navicula gregaria</i> Donkin	78,5
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i> (Kützing) Grunow	57	<i>Navicula germainii</i> Wallace	75,2
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	56,9	<i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i> (Kützing) Grunow	74,4
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	56,8	<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	69,8
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith	53,1	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow	69,4
<i>Navicula symmetrica</i> Patrick	51,4	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	67,4
		<i>Achnanthes subhudsonis</i> Hustedt	66,1
		<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	65,8
		<i>Navicula peregrina</i> (Ehrenberg) Kützing	65,2
		<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	59,7

Comme il fut démontré par les concentrations en PT (médiane de 0,1 mg/L pour l'indice alcalin et de 0,05 mg/L pour l'indice neutre), en NT (médiane de 1,5 mg/L pour l'indice alcalin et de 0,9 mg/L pour l'indice neutre) et en CON (médiane de 400 μ S/cm pour l'indice alcalin et de 200 μ S/cm pour l'indice neutre), les conditions sévèrement altérées (classe D) représentent des conditions physico-chimiques plus altérées pour le sous-indice alcalin que pour le sous-indice neutre.

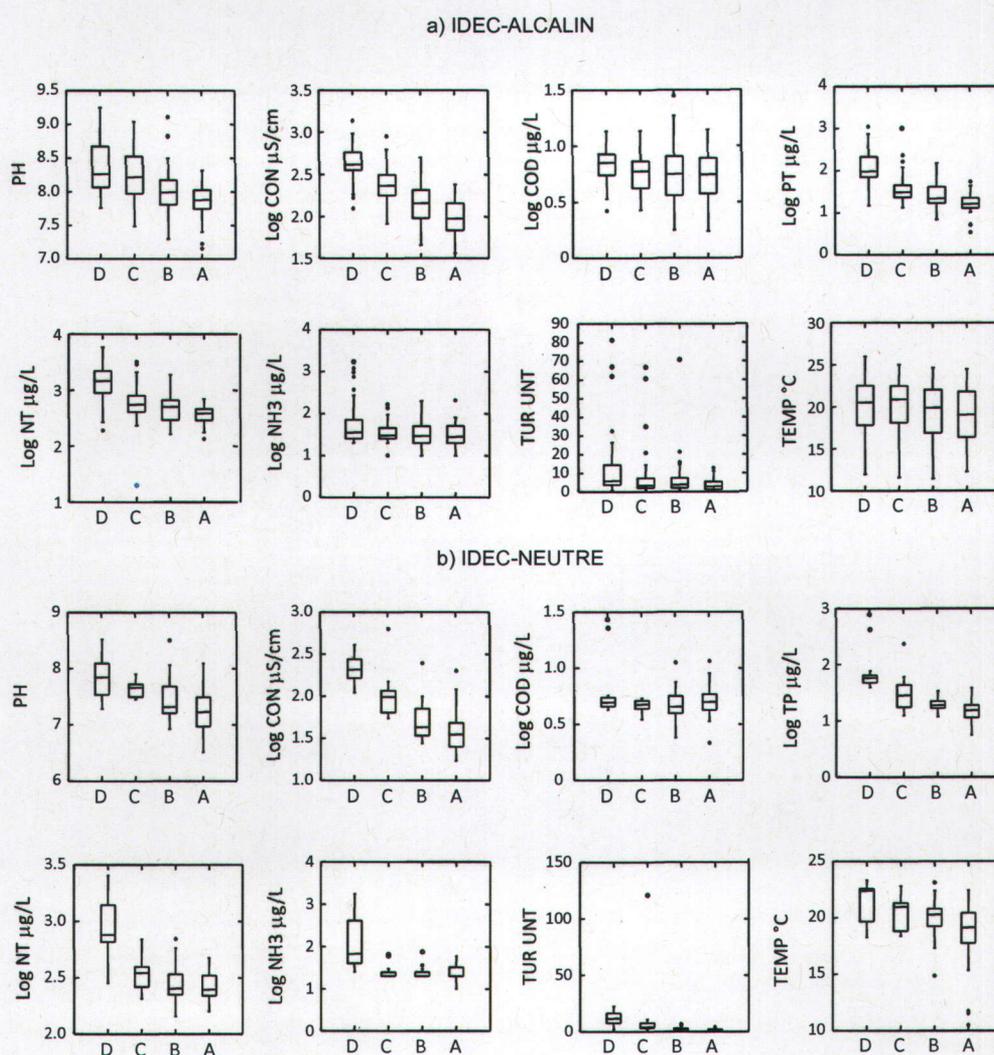


Figure 6.8 : Boîte à moustache démontrant la variabilité dans les propriétés physiques et chimiques pour chaque classe des sous-indices (a) alcalin et (b) neutre de l'IDEC (version 1.2). Elles représentent la médiane, les 25^e et 75^e percentiles et les 10^e et 90^e percentiles des distributions des valeurs physico-chimiques.

6.3 Discussion

6.3.1 Évaluation du niveau d'intégrité biologique

Le niveau d'intégrité biologique d'un site peut être évalué en utilisant une approche « outils-gradients », tel l'IDEC, ou « outils-probabilistes », tels RIVPACS et ses dérivés.

Les « outils-gradients » permettent d'évaluer le niveau de dégradation d'un site « test » en fonction d'une « distance » (différence) à la référence sur un gradient d'altération.

Cette approche diffère des « outils-probabilistes » dans lesquels l'évaluation du niveau de dégradation est basée sur une probabilité que le site « test » soit à l'intérieur de la variation normale des communautés des sites de référence. Ils permettent uniquement de déterminer si un site est dégradé, possiblement dégradé ou un site de référence

(Bowman *et al.*, 2006). Or, un des intérêts du suivi biologique est de pouvoir établir le degré de dégradation d'un écosystème (Wright *et al.*, 2000). Nous favorisons donc

d'avantage le développement d'« outils-gradients » et qui utilisent l'ensemble de la structure des communautés biologiques plutôt que des métriques (voir discussion

chapitre 4). La distance à la référence préconisée dans cette étude permet, pour sa part,

d'obtenir un gradient de valeurs indicielles (cotes) indiquant différents niveaux de dégradation (classes d'intégrité biologique) simples à comprendre pour un utilisateur.

Cette représentation sur un gradient d'altération permet également d'éviter qu'un site de référence atypique soit désigné dégradé, lorsque celui-ci est à l'extérieur de la variation

normale des communautés des sites de référence. Dans ce cas, ce site serait alors représenté sur l'axe de variation naturelle (axe 2), comme ce fut le cas dans l'indice

alcalin pour les sites de référence avec une température plus élevée (Figures 6.5a et b).

6.3.2 Délimitation des seuils entre les classes d'intégrité biologique

Les approches traditionnelles utilisées pour définir les seuils entre les classes d'intégrité biologique sont souvent arbitraires et ne se basent pas sur des considérations écologiques. Quatre ou cinq classes définies arbitrairement ont souvent été utilisées dans les « outils-gradients », alors que le nombre de classe varie d'une méthode à une autre dans le cas des « outils-probabilistes ». La question soulevée dans la présente étude est : De quelle façon le nombre et les largeurs des classes d'intégrité devraient être déterminés ? La problématique de définir des classes ayant une signification écologique a été le sujet de discussion depuis un certain temps. Comme il a été mentionné dans la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE), la décision quant au choix du nombre de classes optimal n'est souvent pas basée sur des considérations statistiques, mais davantage sur des exigences de gestion et les besoins de bases de comparaison (intercalibration) entre les études (Kelly *et al.*, 2009).

Dans cette étude, nous avons développé une approche qui considère des seuils ayant une signification écologique entre les classes et, par conséquent, réduit la subjectivité dans l'établissement du nombre et de la largeur des classes. La différence majeure entre la première version de l'IDEC (Lavoie *et al.*, 2006) et celle proposée dans cette étude est le nombre de classes réduit de cinq à quatre pour chaque sous-indice. Ces quatre classes d'intégrité identifiées concordent avec la définition des classes d'intégrité suggérée par Muradian (2001), soit que leurs frontières représentent des discontinuités ou des seuils de changement dans la structure de la communauté biologique qui se produisent en réponse

à une modification légère et continue de l'altération. Davies et Jackson (2006) considèrent plutôt les seuils écologiques comme étant des points de cassure représentant une balise pour prévenir une détérioration importante des conditions écologiques.

Nous avons utilisé les biotypes issus des cartes auto-organisatrices de Kohonen (CAK) pour déterminer ces seuils. La non-linéarité des CAK fait en sorte qu'elles sont adaptées pour évaluer les relations écologiques. Elles réduisent également le nombre de dimensions de ces relations en une sortie en deux dimensions, ce qui les rend facilement interprétables et permettent une perte minimale d'information (Giraudel et Lek, 2001). Les biotypes ont été créés pour maximiser la similarité et la différence entre les communautés de diatomées en utilisant la distance de Bray-Curtis. Par conséquent, elles représentent des entités écologiques relativement homogènes composées de taxons adaptés à des conditions écologiques particulières et les différences entre les biotypes représentent des seuils de dissimilarité. D'autres méthodes de classifications auraient pu être utilisées (ex. *Two-Way Indicator Species ANalysis; Emergent Self-Organising Maps*; Utsch et Moerchen, 2005), mais les CAK ont été utilisées avec succès dans plusieurs études visant à déterminer des biotypes (ex. Gevrey *et al.*, 2005a; Grenier *et al.*, 2006; Tison *et al.*, 2007), et la distance de Bray-Curtis a été jugée appropriée, car elle est moins influencée par les valeurs extrêmes que la distance Euclidienne (McCune et Mefford, 1999). Cette approche basée sur les biotypes peut être utilisée pour définir des seuils d'intégrité biologique dans les « outils-gradients » et pour définir des seuils de probabilités dans les « outils-probabilistes », en plus d'être valides pour tous les types d'écosystèmes.

6.3.3 Composition des classes d'intégrité biologique

Pour les deux sous-indices, les abondances dans les différents taxons de diatomées changent en fonction d'un gradient d'altération. L'abondance des taxons tolérants augmentent suivant l'augmentation des nutriments, alors que l'abondance des taxons sensibles décline, créant une transition des environnements de référence aux environnements altérés, au lieu de communautés discrètes composées de taxons spécifiques à certains niveaux d'altération. Les gradients d'altération couverts par chaque sous-indice n'étaient pas exactement équivalents. Bien que les conditions de référence représentent des caractéristiques physico-chimiques similaires entre les deux sous-indices (sauf pour les pH et les conductivités qui étaient naturellement différentes), les conditions altérées du sous-indice alcalin représentaient des conditions physico-chimiques plus altérées que celles du sous-indice neutre. Les classes de référence (A) partageaient des taxons indicateurs communs tels que *Achnanthydium minutissimum* et *Fragilaria capucina* var. *capucina*. Selon nos résultats, certains taxons, tels que *Achnanthydium deflexum*, *Achnanthydium rivulare*, *Ulnaria ulna*, *Achnanthydium* cf. *latecephalum* et *Delicata delicatula*, sont typiques de conditions de référence avec des pH naturellement alcalins, alors que *Brachysira microcephala* et *Tabellaria flocculosa* sont typiques de conditions de référence avec des pH naturellement circumneutres. Une abondance élevée de ces taxons est indicateur de conditions avec des pH naturels différents et une augmentation dans leur abondance devrait être indicatrice d'une régénération des cours d'eau altérés. Les conditions sévèrement altérées (classe D) représentent des conditions plus altérées pour le sous-indice alcalin que pour le sous-indice neutre, mais avaient en

commun plusieurs taxons indicateurs, tels que *Cyclotella meneghiniana*, *Nitzschia inconspicua* et *Cocconeis placentula* var. *euglypta*. Ces préférences écologiques concordent avec celles décrites dans la littérature pour certains taxons (ex. van Dam *et al.*, 1994; Kelly, 1998; Rott *et al.*, 1998; Reavie et Smol, 2001).

6.3.4 Seuils écologiques et biocritères

L'identification des seuils de perturbation revêt une grande importance pour les écologistes, les gestionnaires et les législateurs, puisqu'ils permettent l'établissement de critères de protection et de restauration des écosystèmes aquatiques (Wang *et al.*, 2007). Selon Muradian (2001) et King et Richardson (2003), l'ambiguïté au sujet des causes potentielles de dégradation et de l'intensité de la perturbation nécessaire pour produire une réponse dans une communauté biologique rend difficile l'adoption et le choix des mesures de protection et de restauration nécessaires. Ils ont donc proposé d'utiliser les liens fondamentaux entre les communautés biologiques et la qualité de l'eau pour supporter le développement de critères numériques de qualité de l'eau. Basés sur les résultats obtenus dans l'objectif 3 de la présente étude, des critères physico-chimiques de qualité de l'eau pourraient être déterminés en fonction des variables physico-chimiques et les valeurs de ces variables, qui expliquent les différences entre les classes de l'IDEC. L'établissement de ces critères physico-chimiques permettrait de déterminer des concentrations physico-chimiques nécessaires à atteindre pour provoquer des améliorations significatives du niveau d'intégrité biologique.

Lavoie *et al.* (2008a) ont démontré que les valeurs d'IDEC diminuent de façon significative - accompagnées par un changement de la classe A (conditions de référence) à la classe B (conditions légèrement altérées) - quand les concentrations en phosphore total sont plus élevées qu'un niveau seuil variant entre 0,02 mg/L et 0,04 mg/L. Ce seuil est comparable au niveau de 0,03 mg/L établi par le *Ontario Ministry of Environment and Energy* (OMOEE 1994) et le MDDEP (2008a). Ce critère vise à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les cours d'eau et les rivières et a été retenu par Gangbazo *et al.* (2005) pour déterminer la capacité de support en PT des cours d'eau, telle que requise par la Loi 118 sur le développement durable (Éditeur officiel du Québec, 2006). Ce seuil correspond également à la frontière entre les conditions oligotrophe et mésotrophe proposée par Doods *et al.* (1998) pour les cours d'eau. Ceci suggère que l'IDEC pourrait être utilisé pour confirmer ou infirmer que le critère de qualité de l'eau est approprié, ou en définir un nouveau advenant que le critère actuel (0,03 mg/L) ne soit pas adéquat. L'IDEC pourrait ensuite être utilisé pour indiquer si les concentrations moyennes en nutriments respectent ce critère de qualité de l'eau et si les cours d'eau ont atteint leur capacité de support en PT. Par exemple, si le critère actuel est adéquat, une valeur d'indice plus élevée que 75 (classe A) serait une indication que les concentrations moyennes de PT à ce site ont été faibles (moins de 0,03 mg/L) durant les semaines précédant l'échantillonnage des diatomées et n'excèdent pas la capacité de support en PT de l'écosystème.

D'autres approches ont utilisé la relation entre les communautés biologiques (ex. valeurs d'indices biotiques, diversité biologique, nombre d'individus) et un ou plusieurs facteurs

de perturbation (ex. variables physico-chimiques) pour déterminer des seuils de perturbation à partir desquels des changements dans les communautés biologiques se produisent (ex. King et Richardson, 2003; Davies et Jackson, 2006; Lougheed *et al.*, 2007; Brenden *et al.*, 2008). Des méthodes statistiques non linéaires ont été utilisées dans ces études pour établir des seuils, incluant les *break-point regression* (ex. Muggeo, 2003), la *piecewise regression* (Toms et Lesperance, 2003), les arbres de régression (ex. Lougheed *et al.*, 2007), les *Bayesian changepoint analysis* (Qian *et al.*, 2003, 2004) et la *nonparametric deviance reduction assessment* (King et Richardson, 2003; Qian *et al.*, 2003). Ces méthodes pourraient donc être considérées pour établir les critères de qualité de l'eau du Québec méridional et déterminer la capacité de support des cours d'eau.

Dans le cadre de l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales (INENA) menée au Canada, Chambers *et al.* (2008) ont évalué l'effet des nutriments (phosphore et azote total) sur la biomasse algale (sestonique et benthique) et la structure des communautés de diatomées et de macroinvertébrés. Ces résultats ont mené à l'établissement de normes pour les concentrations en nutriments qui permettent de préserver l'intégrité des communautés biologiques et la qualité de l'eau de surface contre l'apport excessif de nutriments causant l'eutrophisation ou la toxicité des nitrates. Chambers *et al.* (2008) ont notamment utilisé les arbres de régression pour identifier les concentrations en phosphore total (PT) qui produisent le plus grand changement dans les valeurs d'IDEC et du *Trophic Diatom Index* (TDI : Kelly et Whitton, 1995). Des seuils de 0,032 mg/L de PT pour le TDI et de 0,22 mg/L de PT pour l'IDEC ont été établis. Le

seuil pour le TDI correspond à une valeur médiane en PT de 57, ce qui est indicatif d'un enrichissement modéré en nutriments. Pour l'IDEC, le seuil correspond à une valeur médiane en PT de 54, soit exactement au passage de la classe altérée à légèrement altérée. Ces analyses ont permis de déterminer les normes des concentrations en PT permettant de préserver l'intégrité des communautés de diatomées pour les différentes régions du Canada. Toutefois, nous croyons nécessaire de reprendre ces analyses, car les échantillons prélevés au Québec pour établir les seuils en PT, donc le critère de qualité de l'eau en PT, ne provenaient que de huit sites d'échantillonnage. Ces seuils sont donc peu représentatifs de l'ensemble des conditions biologiques du Québec méridional.

7. Intégration de l'IDEC dans GIBSI et simulation de l'impact de pratiques de gestion bénéfiques sur l'intégrité biologique des cours d'eau

Au chapitre précédent, la version 1.2 de l'IDEC a été développée avec des classes d'intégrité qui ont une signification écologique, ce qui a permis d'évaluer le niveau d'intégrité biologique de chaque site « test » en fonction de leur distance à la référence (valeur d'IDEC). Le chapitre 7 consiste à intégrer l'IDEC à GIBSI, afin de permettre, entre autres, d'évaluer l'effet de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) et des apports ponctuels provenant des usines d'épuration des eaux usées (absence de pollution diffuse) sur l'intégrité biologique des cours d'eau du bassin versant de la rivière Chaudière (Figure 7.1).

7.1 Matériel et méthode

7.1.1 Développement des modèles de prédiction des valeurs d'IDEC

Cette partie de l'étude consistait à développer des modèles prédictifs, un par sous-indice de l'IDEC (neutre et alcalin), afin de prédire les valeurs d'IDEC à partir de la physico-chimie prélevée lors de l'échantillonnage des diatomées (Figure 7.1).

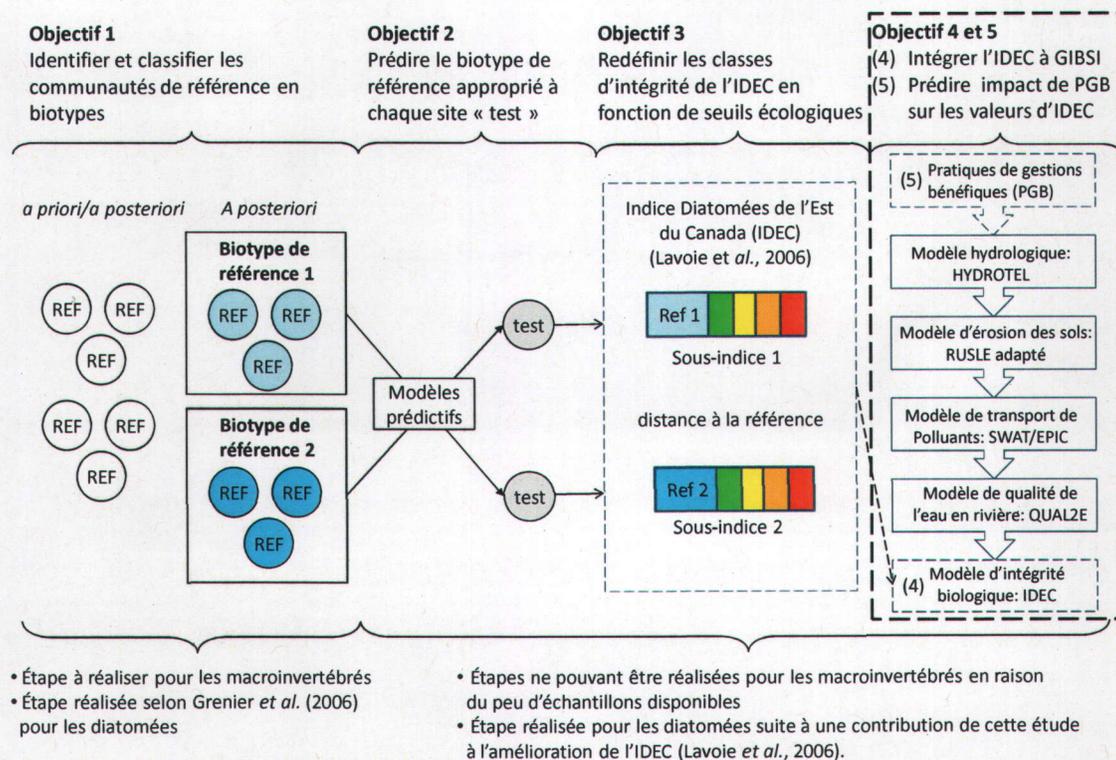


Figure 7.1 : Représentation schématique des quatre objectifs spécifiques réalisés dans cette étude afin d'intégrer à GIBSI un module permettant de prédire le niveau d'intégrité biologique. Les objectifs 4 et 5 sont réalisés dans ce chapitre (mis en évidence dans la figure).

7.1.1.1 Territoire à l'étude et données disponibles

Pour le développement de la première version de l'IDEC (Lavoie et al., 2006), 204 échantillons de diatomées ont été prélevés en 2002 et 2003, , durant les mois de juillet, août et septembre, auxquels 65 échantillons prélevés principalement dans le bassin versant de la rivière Chaudière en 2005 et 2006 ont été ajoutés pour le développement d'une nouvelle version de l'IDEC (voir le chapitre précédent), pour un total de 269 échantillons. Les communautés de diatomées ont été échantillonnées et analysées tel que décrit au chapitre 5 de cette thèse (objectif 2). La description des sites

d'échantillonnage est disponible à l'annexe 4. Les échantillons ont été prélevés à proximité de 150 stations du Réseau-rivières du MDDEP dans 34 bassins versants (Figure 7.2). Les sites sont répartis dans trois écorégions (Bouclier canadien, Appalaches et Basses-terres du Saint-Laurent) et couvrent différents degrés de pollution. Une description détaillée du territoire à l'étude est disponible à l'annexe 1.

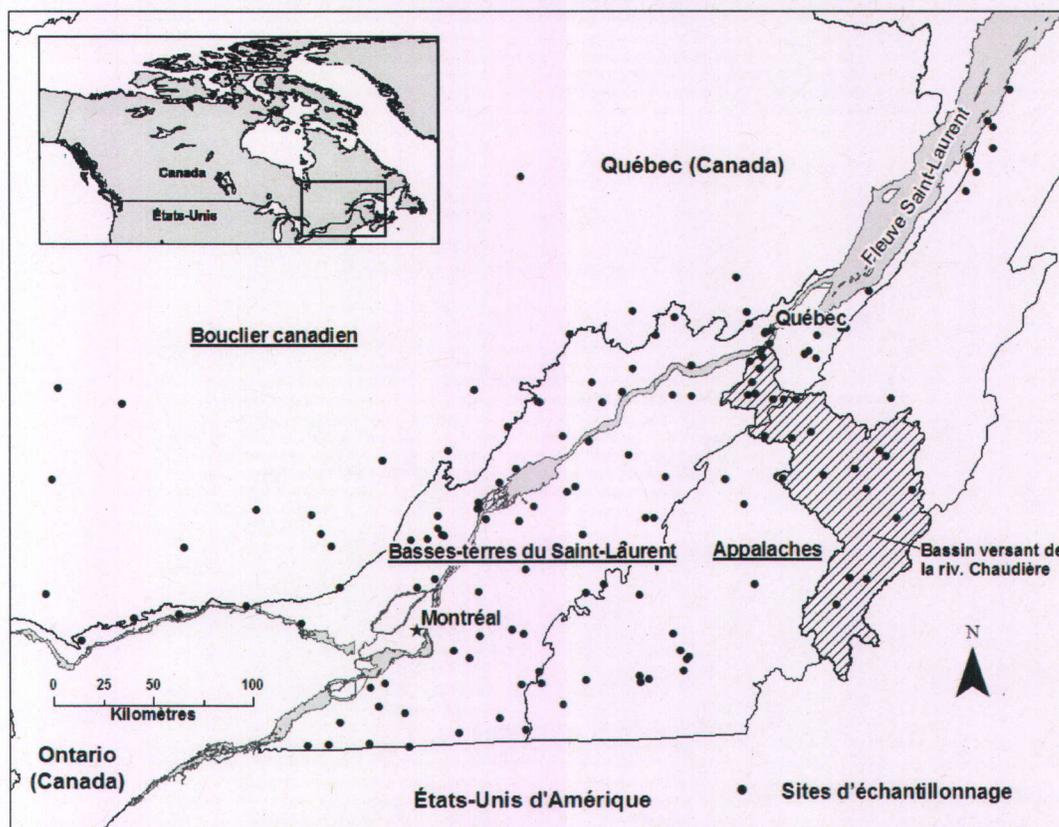


Figure 7.2 : Sites d'échantillonnage localisés dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada) utilisés pour développer la version 1.2 de l'IDEC. Le bassin versant de la rivière Chaudière est mis en évidence.

Valeurs d'IDEC

Au chapitre précédent (objectif 3 de cette étude), 195 échantillons de diatomées ont été utilisés pour développer le sous-indice alcalin et 74 échantillons pour développer le sous-indice neutre de la version 1.2 de l'IDEC. Le tableau 7.1 présente les valeurs des classes d'IDEC déterminées précédemment, alors que les valeurs d'IDEC déterminées pour chaque échantillon apparaissent à l'annexe 6.

Tableau 7.1 : Classes d'IDEC (version 1.2).

Classes d'IDEC	Valeurs d'IDEC	
	IDEC-Alcalin	IDEC-Neutre
A - Conditions de référence	76 - 100	75 - 100
B - Légèrement altérées	55 - 75	54 - 74
C - Altérées	32 - 54	28 - 53
D - Sévèrement altérées	0 - 31	0 - 27

Physico-chimie

Les prélèvements et les analyses d'eau de la plupart des sites d'échantillonnage ont été produits par le MDDEP dans le cadre du programme de suivi de la qualité de l'eau. Les échantillons d'eau considérés dans cette étude sont ceux prélevés le mois précédant l'échantillonnage des diatomées (juin, juillet ou août). Les analyses d'eau ont été

effectuées à l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) pour les sites additionnels qui n'étaient pas inclus dans le programme du MDDEP. Les variables considérées dans cette étude sont celles rendues disponibles lors de l'échantillonnage des diatomées et prédites par GIBSI : le phosphore total (PT; mg/L), l'azote totale dissous (NT; mg/L), l'azote ammoniacal (NH₃; mg/L) et la température (TEMP; °C). Lorsque deux échantillons d'eau étaient disponibles, la moyenne des variables physico-chimiques a été calculée à partir des deux échantillons.

7.1.1.2 Modèles statistiques

Un modèle statistique *random forests* a été choisi comme modèle prédictif, car son efficacité a été démontrée dans le chapitre 5. De plus, le logiciel R dans lequel il est développé s'intègre facilement dans un système comme GIBSI.

Le random forests

Pour chaque sous-indice (neutre ou alcalin), un modèle *random forests* (RF) a été réalisé (calé), en utilisant tous les échantillons disponibles, afin de prédire les valeurs d'IDEC à partir des quatre variables prélevées lors de l'échantillonnage des diatomées (PT, NT, NH₃ et TEMP) (Figure 7.3a). Les valeurs par défaut ont été utilisées pour déterminer le nombre de variables (racine carré du nombre de variables) dans chaque sous-groupe utilisé à chaque nœud des arbres et le nombre d'arbres (500), tel que suggéré par Liaw et Weiner (2002). Aucune transformation des variables physico-chimiques n'a été

Évaluation de la performance des modèles

En calage, quatre critères ont été utilisés pour évaluer la performance des modèles : (i) le coefficient de détermination (R^2); (ii) la racine carrée de la moyenne de la somme des erreurs au carré (RMSE); (iii) l'analyse des résidus entre les valeurs mesurées et prédites de l'IDEC; (iv) le pourcentage de bonne classification des sites par classe d'IDEC (PBC).

Une validation croisée « laisser-un(groupe)-à part » (*leave-one(group)-out*) a été appliquée pour évaluer la capacité de généralisation des RF. Les RF ont été calés en utilisant le trois quarts des échantillons sélectionnés aléatoirement et validés sur le quart des échantillons restants. Cette opération a été répétée 30 fois pour chaque sous-indice (Figure 7.3b). Seulement le R^2 et le RMSE ont été évalués en validation. Le RF a été développé en utilisant le logiciel R (R Development Core Team, 2006, Vienne, Autriche) et le progiciel *RandomForest* (Breiman et Cutler, 2007).

7.1.2 Prédiction des valeurs d'IDEC par GIBSI

Les RF développés ont ensuite été intégrés à GIBSI, afin de permettre de prédire les valeurs de l'IDEC (niveau d'intégrité biologique) à partir de la physico-chimie (valeurs de PT, NT, NH_3 et TEMP) simulée par GIBSI. Ultimement, cette intégration va permettre, entre autres, d'évaluer l'effet de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) sur l'intégrité biologique. Cette partie de l'étude consistait à évaluer la performance de GIBSI à simuler les valeurs d'IDEC et la physico-chimie de l'eau associée à ces valeurs.

La simulation des valeurs physico-chimiques correspondant aux valeurs d'IDEC a été réalisée uniquement afin d'expliquer l'écart entre les valeurs d'IDEC calculées et celles prédites par GIBSI. Cette évaluation a été réalisée pour sept sites localisés dans le bassin versant de la rivière Beaurivage, pour lesquels des valeurs physico-chimiques (PT, NT, NH₃ et TEMP) et d'IDEC (version 1.2) étaient connues.

7.1.2.1 Territoire à l'étude

Le bassin versant de la rivière Beaurivage est un sous-bassin de la rivière Chaudière (Figures 7.2 et 7.4). C'est une région de cultures intensives, ainsi que de productions porcines et laitières. Les problèmes de qualité de l'eau qui en résultent, telles des concentrations élevées en nutriments (azote et phosphore) et en pathogènes, ont été observés à l'intérieur du bassin versant et liés aux activités agricoles. L'application répétée d'importantes quantités de fertilisants a occasionné un enrichissement du sol et de l'eau en phosphore et en azote. Une description détaillée du bassin versant de la rivière Beaurivage est disponible dans Savary et Rousseau (2009a).

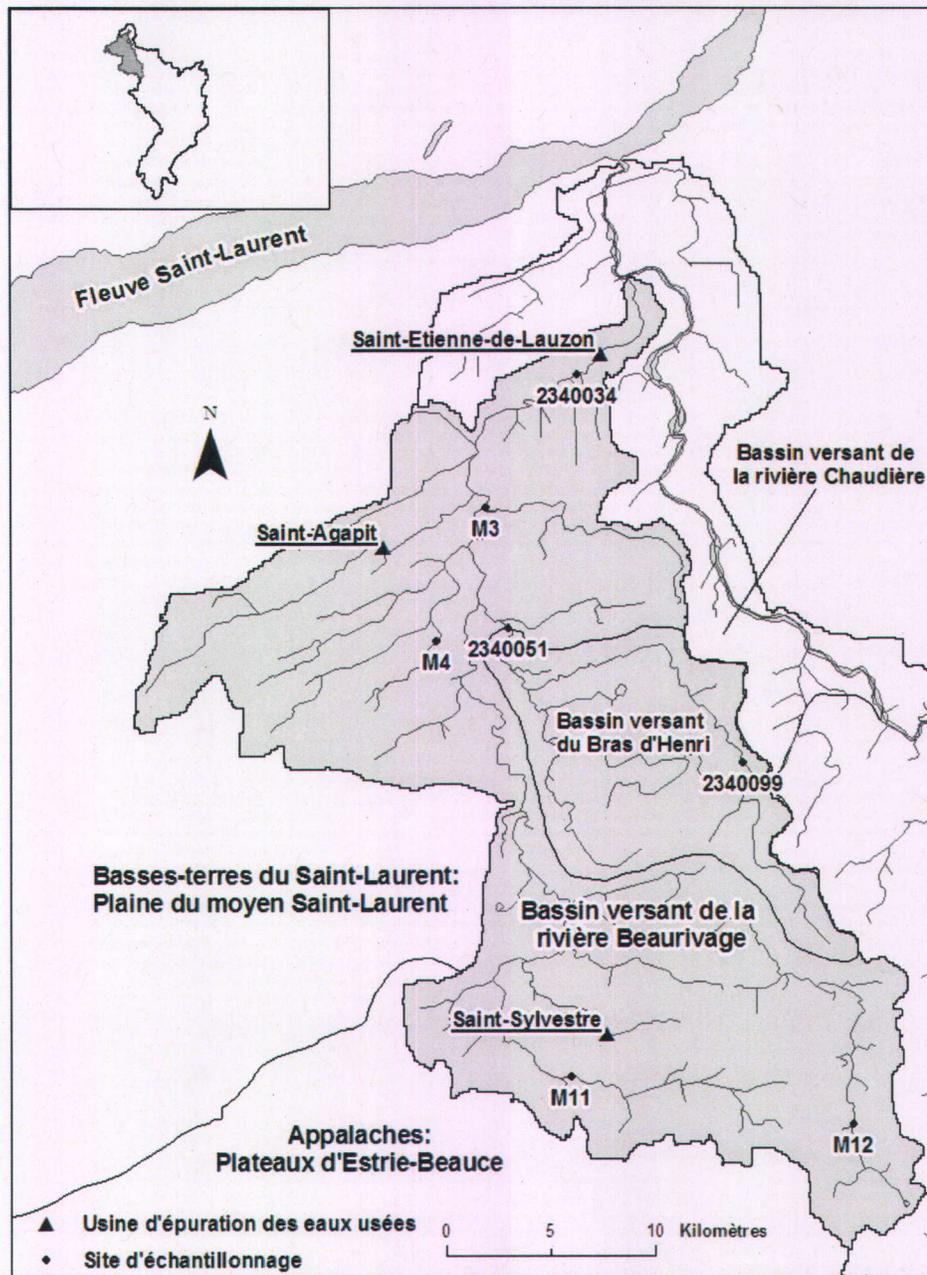


Figure 7.4 : Sites d'échantillonnage localisés dans le bassin versant de la rivière Beaurivage utilisés pour tester la capacité prédictive (physico-chimie et valeurs d'IDEC (version 1.2)) de GIBSI et localisation des usines d'épuration des eaux usées.

7.1.2.2 Évaluation de la performance de GIBSI à prédire la physico-chimie de l'eau et les valeurs d'IDEC

Pour évaluer la performance de GIBSI à simuler la physico-chimie de l'eau et les valeurs d'IDEC, les valeurs de PT, NT, NH₃, TEMP et d'IDEC (sous-indice alcalin) ont été prédites par GIBSI pour quatre jours précis (7 septembre 2002, 10 septembre 2003, 24 août 2005 et 30 août 2006), pour lesquels des données mesurées physico-chimiques et d'IDEC étaient disponibles aux sept sites localisés dans le bassin versant de la rivière Beaurivage (19 échantillons avec des données disponibles) (Tableau 7.2). Les diatomées intégrant la physico-chimie de l'eau sur une période d'environ quatre semaines, les valeurs d'IDEC de chaque échantillon ont été prédites par GIBSI en utilisant la valeur moyenne physico-chimique modélisée des 28 jours précédant chaque jour d'échantillonnage.

Pour chaque jour de simulation (jours de l'échantillonnage et les 28 précédents), les débits en rivières ont été simulés à partir des données météorologiques enregistrées pour les années 2002 à 2006 (précipitations, températures maximale et minimale journalières). L'utilisation du sol utilisée est la plus récente disponible dans GIBSI, soit celle de l'année 2002. Les fertilisants ont été appliqués selon les besoins agronomiques des cultures en phosphore et en fonction de l'apport en nutriments dans les fumiers et lisiers produits dans le bassin versant. Les pratiques agricoles et l'année de rotation en cours des cultures n'étant pas connues pour ces jours, 30 scénarios ont été simulés par GIBSI pour chaque année (2002, 2003, 2005, 2006). Pour chaque scénario, pour une année donnée : (a) un

nombre aléatoire a été généré pour déterminer l'année initiale de rotation des cultures d'une occupation agricole; (b) un nombre aléatoire a été généré pour déterminer le jour de fertilisation (c'est-à-dire le $x^{\text{ième}}$ jour sans pluie dans l'intervalle de fertilisation spécifié). Ce processus a été répété 30 fois pour chacune des quatre années de simulation. Au total, 19 valeurs moyennes physico-chimiques et d'IDEC (moyenne des 30 scénarios de rotation des cultures) ont été utilisées pour comparer les valeurs prédites par GIBSI avec les données mesurées (Figure 7.5).

Quatre critères ont été utilisés pour évaluer la performance de GIBSI : (i) le coefficient de détermination (R^2); (ii) la racine carrée de la moyenne de la somme des erreurs au carré (RMSE); (iii) l'analyse des résidus entre les valeurs mesurées et prédites; (iv) le pourcentage de bonne classification des échantillons par classe d'IDEC (PBC).

Objectif 4 :

Intégré l'IDEC à GIBSI

Étape 3: Évaluation de la performance de GIBSI pour prédire les valeurs physico-chimiques et d'IDEC

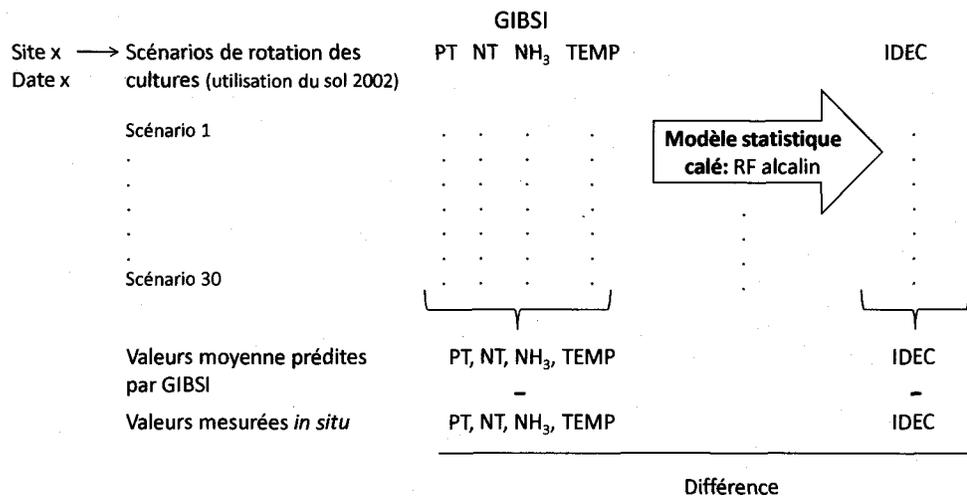


Figure 7.5 : Représentation schématique de la procédure utilisée pour évaluer la performance de GIBSI pour prédire les valeurs physico-chimiques et d'IDEC (version 1.2).

Tableau 7.2 : Échantillons dont les valeurs physico-chimiques et d'IDEC (version 1.2) ont été prédites par GIBSI.

Rivière	Identifiant de la station (BQMA)	Année	Échantillon
BEAURIVAGE (aval)	2340034	2002	2045
		2003	4045
		2005	12045
		2006	14045
BRAS D'HENRI (aval)	2340051	2002	2047
		2003	4047
		2005	12047
		2006	14047
BRAS D'HENRI (amont)	2340099	2002	2049
		2005	12049
		2006	14049
FILKARS	M11	2005	12213
		2006	14213
BEAURIVAGE (amont)	M12	2005	12214
		2006	14214
CUGNET	M3	2005	12207
		2006	14207
AUX PINS	M4	2005	12209
		2006	14209

7.1.3 Simuler l'impact de PGB sur les valeurs d'IDEC à partir de GIBSI

Dans le cadre du projet *d'Évaluation de PGB à l'échelle des Bassins hydrographiques* (EPB), Rousseau *et al.* (2009) et Savary et Rousseau (2009b) ont évalué les impacts de différentes PGB dans les bassins versants de la rivière Beaurivage et Bras d'Henri (sous-bassin de la rivière Beaurivage), notamment sur les charges en nutriments exportées au sol et en rivière et sur les probabilités de dépassement de critères de qualité de l'eau pour les nutriments en utilisant GIBSI. Cette partie de l'étude consistait à bonifier les travaux

du projet EPB en évaluant l'impact de PGB sur les valeurs d'IDEC et la physico-chimie de l'eau associée à ces valeurs. Cet impact a été évalué près de l'embouchure de la rivière Beaurivage (2340034), ainsi qu'en amont (2340051) et en aval (2340099) de la rivière Bras d'Henri (Figure 7.4), par comparaison avec les conditions actuelles ou de base (pas de PGB).

Les PGB évaluées dans ce chapitre sont celles qui ont occasionné une diminution des charges en phosphore et en azote en rivière, ainsi qu'une réduction de leur probabilité de dépassement de critères de qualité de l'eau, soit 0,03 mg/L pour le phosphore total (critère de protection de la vie aquatique, des activités récréatives et de prévention de l'eutrophisation) et 10 mg/L pour les nitrates (critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques) (MDDEP, 2008a) dans le projet EPB. L'impact des apports ponctuels des usines d'épuration des eaux usées présentes dans le bassin de la Beaurivage a également été évalué :

1. le scénario de **conversion des cultures (CC)**. Ce scénario consiste en la conversion des champs de maïs et céréales du bassin versant en pâturage et foin. La mise en place de cultures pérennes réduit l'érosion des sols et l'exportation de nutriments vers les cours d'eau;
2. le scénario d'**implantation d'une bande riveraine (BR)**. Ce scénario consiste à planter une bande riveraine de trois mètres le long de tous les cours d'eau du bassin versant. Cette pratique peut réduire la quantité de sédiments et de

nutriments qui sont exportés dans le réseau hydrographique par le ruissellement de surface. Cette PGB permet de vérifier l'impact de l'application de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec (Éditeur officiel du Québec, 2005) sur l'intégrité biologique, car celle-ci stipule que : « la culture du sol à des fins d'exploitation agricole est permise à la condition de conserver une bande minimale de végétation de trois mètres dont la largeur est mesurée à partir de la ligne des hautes eaux. ».

3. le scénario de **conversion des cultures** additionné au scénario d'**implantation d'une bande riveraine (CC-BR)**;
4. le scénario de **conversion des terres en maïs et céréales en friche (CF)**. Ce scénario consiste à convertir les champs de maïs et céréales du bassin versant en friche. Ce scénario considère l'absence de cultures intensives. Cette transformation majeure a été utilisée pour évaluer l'impact de la présence du maïs et des céréales sur la qualité de l'eau et l'intégrité biologique;
5. Le scénario de **pollution ponctuelle (PP)**. Ce scénario consiste à ne simuler que l'apport des charges ponctuelles provenant de deux usines de traitement des eaux usées localisées en amont du site à l'étude dans le bassin versant de la rivière Beaurivage (Figure 7.4). Aucune usine n'est présente dans le bassin versant de la rivière Bras d'Henri. Ce scénario considère l'absence des charges diffuses

agricoles. Les caractéristiques des rejets provenant des usines de traitement des eaux usées sont disponibles à l'annexe 7.

Le tableau 7.3 décrit l'utilisation du sol en 2002 en amont des trois sites à l'étude pour les scénarios de base, CC et CF.

Tableau 7.3 : Utilisation du sol de l'année 2002 en amont des sites de la rivière Beaurivage (aval) et du Bras d'Henri (amont et aval) en fonction des scénarios de base, CC et CF.

Utilisation du sol	Beaurivage (aval)			Bras d'Henri (amont)			Bras d'Henri (aval)		
	Base %	CC %	CF %	Base %	CC %	CF %	Base %	CC %	CF %
Surface urbanisée	4,0	4,0	4,0	2,3	2,3	2,3	3,0	3,0	3,0
Pâturage et foin	22,1	36,6	22,1	36,6	64,9	36,6	30,8	54,7	30,8
Céréales	8,3	0	0	10,3	0	0	10,5	0	0
Mais	6,2	0	0	18,0	0	0	13,4	0	0
Eau	0,5	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,2
Milieux humides	1,4	1,4	1,4	0,0	0,0	0,0	1,4	1,4	1,4
Sols nus	0,8	0,8	0,8	0,5	0,5	0,5	0,3	0,3	0,3
Friche	2,3	2,3	16,8	1,1	1,1	28,3	1,5	1,5	25,4
Forêt à dominance de feuillus	29,8	29,8	29,8	25,1	25,1	25,1	21,6	21,6	21,6
Forêt à dominance de conifères	24,6	24,6	24,6	6,1	6,1	6,1	17,1	17,1	17,1

Cette étude évalue l'impact de PGB sur l'intégrité biologique en fonction de différentes conditions météorologiques potentielles du bassin versant. L'objectif n'est donc pas de savoir combien de temps serait nécessaire pour obtenir une récupération significative de l'intégrité biologique suite à l'application de PGB. On s'intéresse simplement à déterminer qu'elle pourrait être l'intégrité biologique l'année suivant l'implantation de PGB. Les simulations ont donc été produites pour toutes les années météorologiques entre 1980 et 2006 (27 ans) au cours de la période de validité de l'IDEC (mois de juillet, août et septembre) à partir de l'utilisation du sol de l'année 2002. Elles n'ont pas été

réalisées pour la période entière de façon continue, mais sur chaque année de manière indépendante, pour éviter tout effet cumulatif. Les fertilisants ont été appliqués en fonction des demandes agronomiques en phosphore, à partir des nutriments contenus dans les fumiers et lisiers produits dans le secteur. Les apports en nutriments s'effectuent le premier jour sans pluie compris dans l'intervalle de fertilisation spécifique à chaque culture. Afin de s'assurer que les cultures attribuées soient celles qui correspondent aux occupations agricoles, aucune attribution aléatoire de l'année de rotation n'a été utilisée. Cette méthode a été employée pour chaque année de simulation. Globalement, 2 565 jours (27 années multipliées par 3 mois) ont été simulés par GIBSI pour chaque PGB et pour le scénario de base (Figure 7.6). Un changement d'intégrité biologique (amélioration ou détérioration) a été considéré significatif uniquement s'il produisait un changement de classe d'IDEC.

Objectif 5 :
Intégrer l'IDEC à GIBSI
Simuler l'impact de PGB sur les valeurs d'IDEC

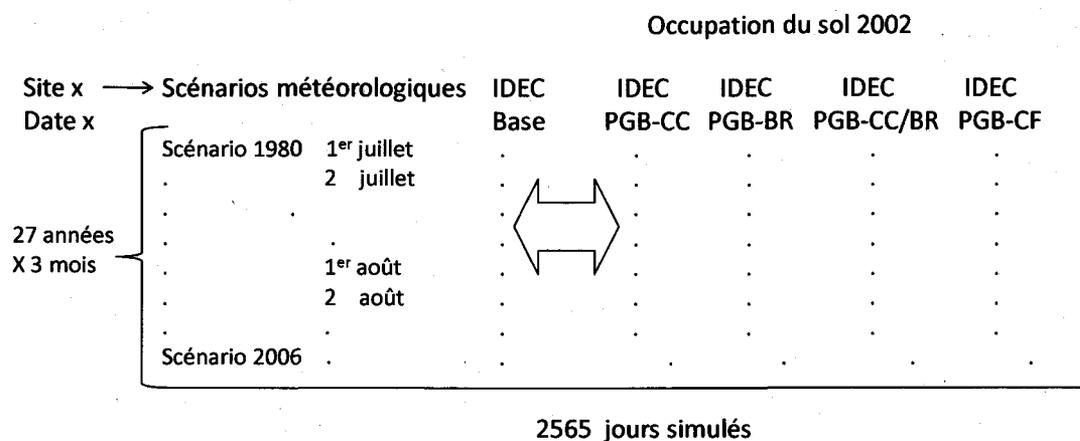


Figure 7.6 : Représentation schématique de la procédure utilisée pour simuler l'impact de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) sur les valeurs d'IDEC (version 1.2).

7.2 Résultats

7.2.1 Développement des modèles de prédiction des valeurs d'IDEC

Un modèle RF a été développé pour prédire les valeurs d'IDEC du Québec méridional à partir des valeurs de PT, NT, NH₃ et TEMP mesurées *in situ*, indépendamment pour chaque sous-indice (neutre : 195 échantillons et alcalin : 74 échantillons). Les modèles ont identifiés les concentrations en PT et NT comme étant les meilleurs prédicteurs pour les deux modèles (Figure 7.7). Ces variables fournissent ensemble 82,7 % de la capacité prédictive du modèle alcalin et 71,5 % du modèle neutre. Les concentrations en NH₃ et la température ont moins contribué aux deux modèles, mais plus au modèle neutre qu'au modèle alcalin (28,5 % au modèle neutre et 17,3 % au le modèle alcalin).

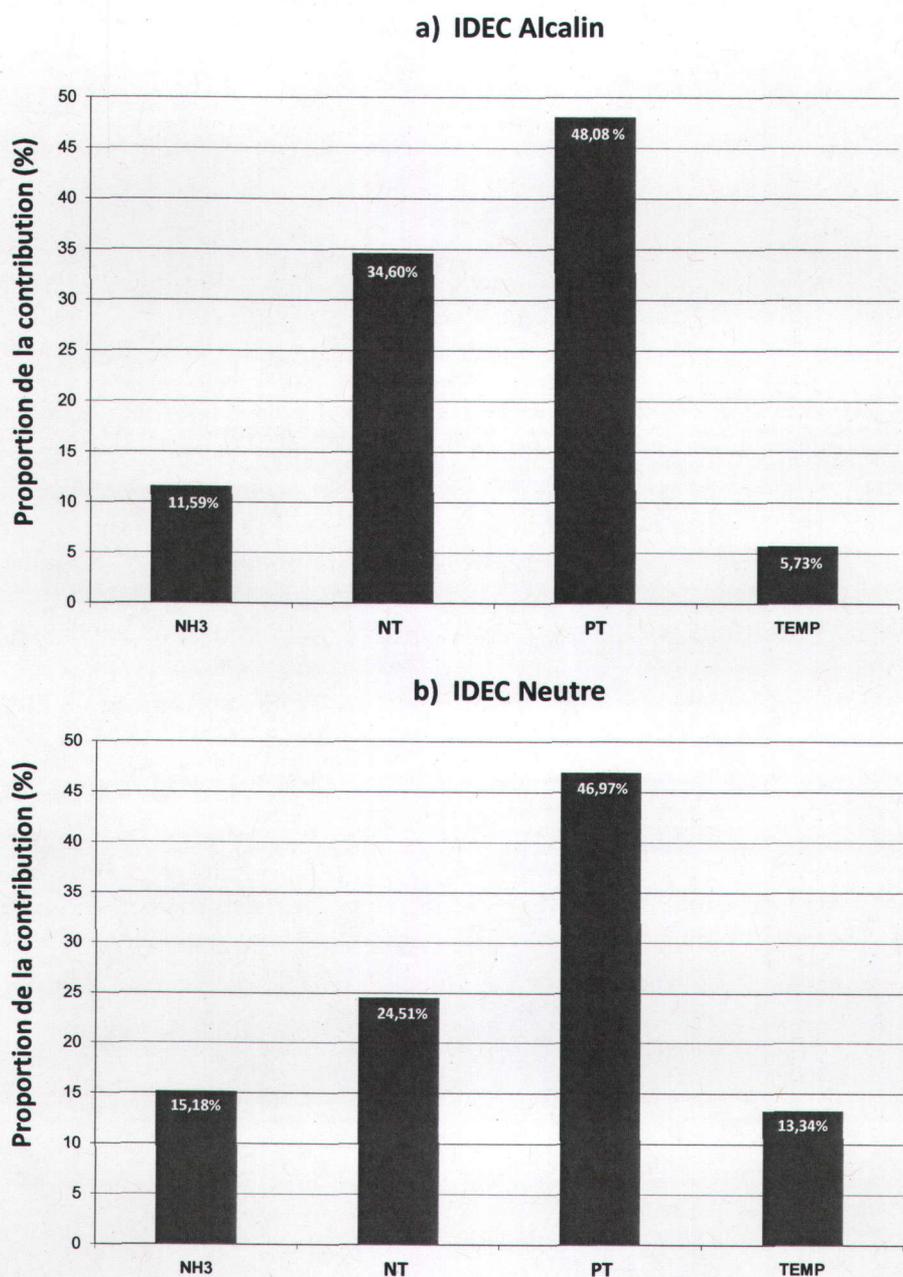


Figure 7.7 : Contribution (%) des variables physico-chimiques aux modèles RF (neutre et alcalin) permettant de prédire les valeurs d'IDEC (version 1.2).

En calage, les résultats ont démontré que les deux modèles ont prédits avec précision les valeurs d'IDEC. L'ajustement linéaire entre les valeurs mesurées et prédites produit une

penne presque qu'égale à un pour les deux modèles (Figures 7.8a et b), ce qui est représentatif d'un R^2 élevé (0,91 pour les deux modèles), de faibles résidus (moyenne de 6,84 pour le modèle alcalin et de 7,95 pour le modèle neutre) et d'une faible RMSE (8,53 pour le modèle alcalin et 9,43 pour le modèle neutre) (Tableau 7.4). L'histogramme des fréquences des résidus démontre qu'il n'y a pas de tendance dans les résidus, qu'ils sont distribués près de zéro et sont mieux balancés pour le modèle alcalin que pour le modèle neutre (Figures 7.8c et d). La relation entre les résidus et les valeurs prédites démontre toutefois qu'il y a une sous-estimation des faibles valeurs d'IDEC et une surestimation des valeurs d'IDEC élevées pour les deux modèles. Le pourcentage de bonne classification des échantillons par classe d'IDEC (PBC) était élevé pour les deux modèles (74,1 % pour le modèle alcalin et 86,5 % pour le modèle neutre). La sous-estimation des valeurs élevées dans le modèle alcalin occasionne une mauvaise classification des échantillons de la classe A (PBC = 57,1 %), alors que ceux de la classe D étaient tout de même bien classés pour les deux modèles (PBC = 86 % pour le modèle alcalin et 100 % pour le modèle neutre), malgré la sur-estimation des faibles valeurs. Pour le modèle neutre, les échantillons ont été particulièrement mal classifiés pour la classe C (PBC = 54,6 %; RMSE = 14,4).

En validation, la relation entre les valeurs d'IDEC mesurées et prédites était plus faible qu'en calage (moyenne de $R^2 = 0,58$ pour le modèle alcalin et 0,61 pour le modèle neutre), mais acceptable pour les deux modèles (Tableau 7.4).

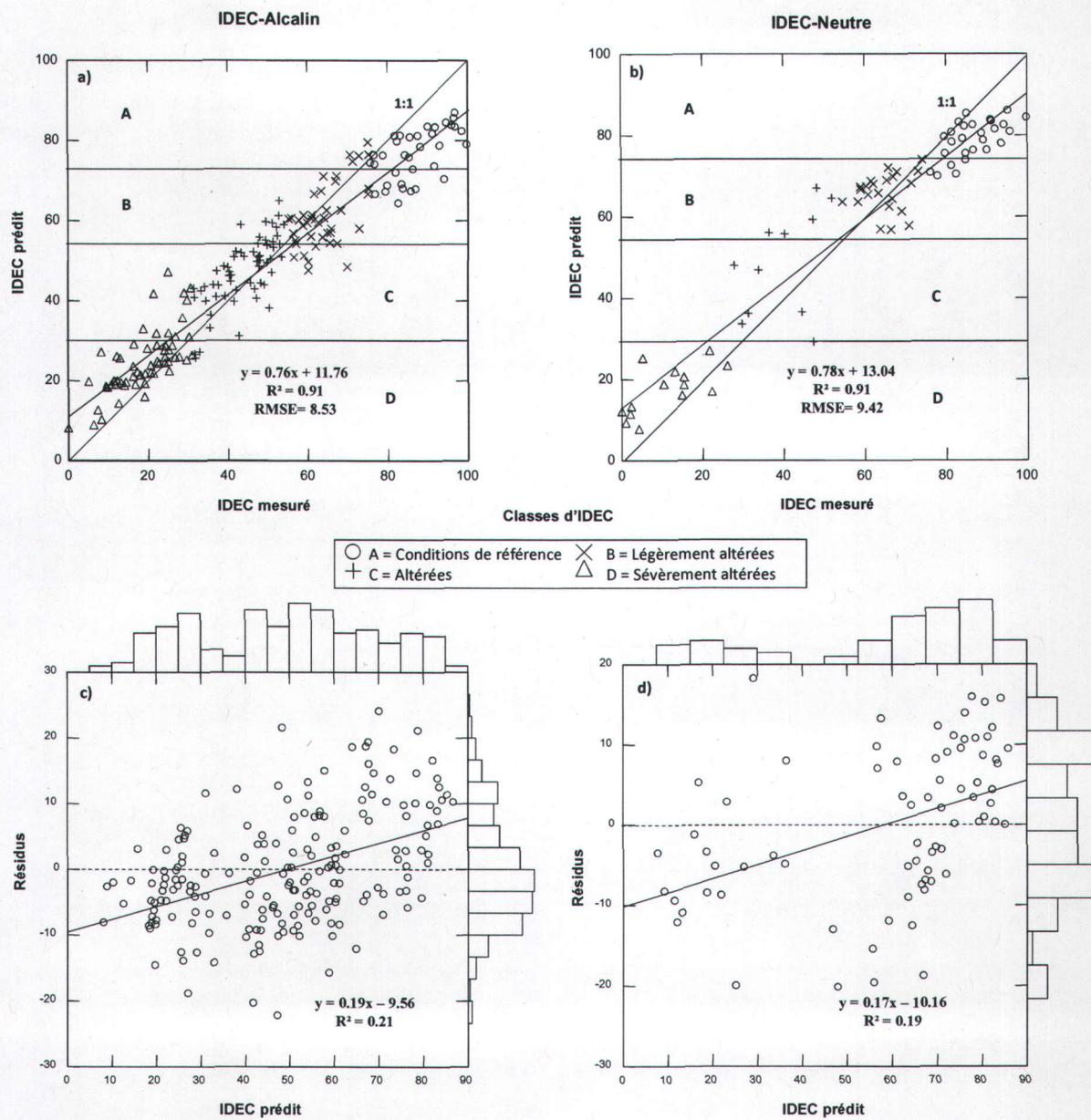


Figure 7.8 : Corrélation entre les valeurs d'IDEC (version 1.2) mesurées et prédites en calage pour les sous-indices (a) alcalin et (b) neutre. Diagramme de distribution des résidus pour les sous-indices (c) alcalin et (d) neutre.

Tableau 7.4 : Performance en calage et en validation des modèles RF (sous-indice neutre et alcalin) pour prédire les valeurs d'IDEC (version 1.2).

	Sous-indice de l'IDEC		Résidus				
			R ² (<i>p</i> < 0,001)	RMSE	Moyenne	Médiane	PBC (%)
Modèle Random forests	alcalin	Total	0,91	8,53	6,84	5,8	74,09
		Classe A		12,34	10,26	10,24	57,14
		Classe B		7,18	5,66	4,7	69,05
		Classe C		6,8	5,81	5,66	76,27
		Classe D		8,19	6,36	4,88	85,96
	neutre	Total	0,91	9,43	7,95	7,68	86,49
		Classe A		9,26	7,96	8,58	81,48
		Classe B		6,3	5,53	5,51	100
		Classe C		14,44	13,34	13,06	54,55
		Classe D		8,83	7,5	6,8	100
			Moyenne	0,58	16		
	Validation	alcalin	Médiane	0,58	15,84		
			Écart type	0,09	1,73		
			Moyenne	0,61	18,29		
neutre		Médiane	0,65	18,27			
		Écart type	0,11	1,27			

R² = coefficient de détermination; RMSE = racine carrée de la moyenne de la somme des erreurs au carré; PBC = pourcentage de bonne classification des échantillons par classe d'IDEC.

7.2.2 Prédiction des valeurs d'IDEC par GIBSI

Les modèles RF développés, avec tous les échantillons, ont été intégrés à GIBSI. Les valeurs d'IDEC ont ensuite été prédites à partir des valeurs de PT, NT, NH₃ et TEMP simulées par GIBSI et comparées aux 19 valeurs mesurées provenant des échantillons prélevés. Un R² élevé (0,84), de faibles résidus (moyenne de 8,25) et une faible RMSE (9,65) démontrent qu'il y a un faible écart entre les valeurs mesurées et prédites (Figure 7.9a; tableau 7.5). Le pourcentage de bonne classification des échantillons par classe d'IDEC (PBC) était généralement élevé (moyenne de 63 %), sauf pour la classe B pour laquelle tous les échantillons ont été prédits dans la classe A. De plus, deux

échantillons (12045 et 14049) sur cinq (40 %) de la classe C ont été prédits dans la classe

D. Tous les échantillons des classes A et D ont été bien prédits.

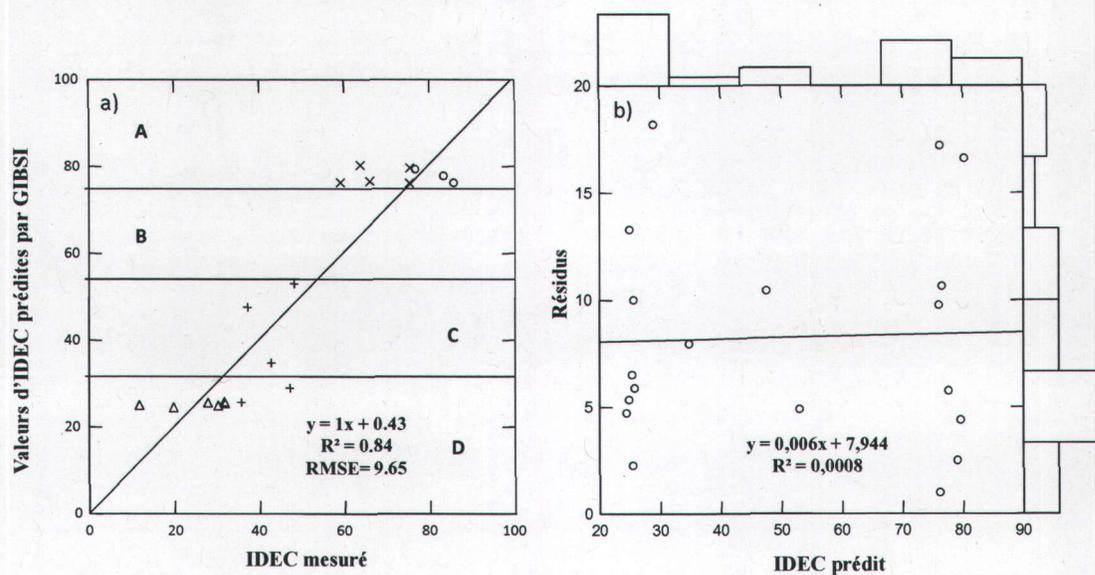


Figure 7.9 : Performance de GIBSI pour la prédiction des valeurs d'IDEC de 19 échantillons provenant de sept sites du bassin versant de la rivière Beurivage.

Tableau 7.5 : Performance de GIBSI pour la prédiction des valeurs d'IDEC (version 1.2) de 19 échantillons provenant de sept sites du bassin versant de la rivière Beurivage.

Classe	R^2 ($p < 0,001$)	RMSE	Résidus		PBC (%)
			Moyenne	Médiane	
	0,84	9,65	8,25	6,49	0,63
A		6,67	5,97	5,72	1
B		11,85	9,94	10,61	0
C		11,18	10,35	9,18	0,6
D		7,16	6,31	5,59	1

R^2 = coefficient de détermination; RMSE = racine carrée de la moyenne de la somme des erreurs au carré; PBC = pourcentage de bonne classification des échantillons par classe d'IDEC.

La sous-estimation de la dégradation des échantillons de la classe B semble pouvoir être expliquée par la sous-estimation des concentrations en NT, NH₃ et PT simulées par GIBSI, sauf pour les échantillons 12207 et 14207, dont les concentrations en PT ont été surestimées (Tableau 7.6). La surestimation de la dégradation des échantillons 12045 et 14049 de la classe C semble pouvoir être expliquée par la surestimation des concentrations en NT, NH₃ et PT simulées par GIBSI, sauf pour l'échantillon 14049 dont les concentrations en NH₃ ont été sous-estimées. Dans l'ensemble, les concentrations en NH₃ (différence moyenne de 70 %) et PT (différence moyenne de 40 %) ont été moins bien simulées par GIBSI que les concentrations en NT (différence moyenne de 29 %) et la TEMP (différence moyenne de 17 %). Les concentrations en PT ont été surestimées par GIBSI, alors que les valeurs de TEMP ont été sous-estimées.

Tableau 7.6 : Valeurs physico-chimiques et d'IDEC (version 1.2) moyennes prédites par GIBSI de 19 échantillons provenant de sept sites du bassin versant de la rivière Beauvillage.

Identifiant de l'échantillon	Année	NH3	NH3 prédit	NH3 sur ou sous estimation (%)	NT	NT prédit	NT sur ou sous estimation (%)	PT	PT prédit	PT sur ou sous estimation (%)
2045	2002	0,03	0,14	<i>78,16</i>	0,5	0,95	<i>47,32</i>	0,04	0,06	<i>39,91</i>
4045	2003	0,05	0,08	<i>43,38</i>	1,44	1,17	<u>18,6</u>	0,05	0,06	<i>24,1</i>
12045	2005	0,03	0,13	<i>80,92</i>	1,09	1,37	<i>20,97</i>	0,04	0,12	<i>62,8</i>
14045	2006	0,05	0,09	<i>41,36</i>	1,03	1,28	<i>19,82</i>	0,09	0,09	<i>5,9</i>
2047	2002	0,03	0,04	<i>42,51</i>	2,2	1,44	<u>34,43</u>	0,05	0,08	<i>30</i>
4047	2003	0,02	0,03	<i>42,44</i>	2,28	2,1	<u>7,75</u>	0,04	0,11	<i>65,95</i>
12047	2005	0,03	0,14	<i>78,34</i>	2,44	2,76	<i>11,87</i>	0,09	0,29	<i>68,66</i>
14047	2006	0,09	0,08	<u>5,88</u>	2,1	2,75	<i>23,52</i>	0,16	0,22	<i>25,54</i>
2049	2002	0,06	0,02	<u>72,95</u>	3,34	1,6	<u>52,07</u>	0,18	0,07	<u>58,07</u>
12049	2005	0,06	0,05	<u>27,58</u>	2,9	2,77	<u>4,33</u>	0,23	0,24	<i>3,7</i>
14049	2006	0,09	0,03	<i>70,92</i>	0,82	2,87	<i>71,59</i>	0,12	0,19	<i>37,19</i>
12213	2005	0,06	0	<u>93,83</u>	0,35	0,32	<u>8,56</u>	0,01	0,02	<i>49,96</i>
14213	2006	0,03	0	<i>92,54</i>	0,23	0,26	<i>10,58</i>	0,01	0,01	<i>4,12</i>
12214	2005	0,04	0	<u>99,16</u>	0,5	0,19	<u>62</u>	0	0,01	<i>61,24</i>
14214	2006	0,01	0	<u>98,01</u>	0,23	0,22	<u>1,48</u>	0,01	0,01	<i>31,81</i>
12207	2005	0,1	0,03	<i>69,74</i>	1,15	0,96	<i>16,27</i>	0,04	0,08	<i>48,13</i>
14207	2006	0,2	0,02	<i>92,13</i>	1,24	1,03	<i>16,46</i>	0,04	0,06	<i>27,23</i>
12209	2005	0,06	0	<i>95,53</i>	0,65	0,28	<i>57,54</i>	0,03	0,02	<i>47,73</i>
14209	2006	0,11	0	<i>96,51</i>	1,06	0,35	<i>67,11</i>	0,07	0,02	<i>67,83</i>

Les valeurs en gras correspondent à des échantillons prédits dans la mauvaise classe. Les valeurs soulignées ont été sous-estimées, alors que les valeurs en italiques ont été surestimées par GIBSI.

Tableau 7.6 (suite)

Identifiant de l'échantillon	Année	TEMP	TEMP prédit	TEMP sur ou sous estimation (%)	IDEC	IDEC prédit	IDEC sur ou sous estimation	CLASSE	CLASSE prédite
2045	2002	23,06	16,72	<u>27,52</u>	37,24	47,66	<i>10,42</i>	C	C
4045	2003	15,92	14,26	<u>10,45</u>	48,21	53,07	<i>4,86</i>	C	C
12045	2005	22,93	16,53	<u>27,91</u>	47,16	28,99	<u>18,17</u>	C	D
14045	2006	19,95	14,77	<u>25,97</u>	42,77	34,84	<u>7,93</u>	C	C
2047	2002	24,56	16,39	<u>33,26</u>	19,85	24,55	<i>4,69</i>	D	D
4047	2003	19,75	13,91	<u>29,58</u>	30,28	24,96	<u>5,32</u>	D	D
12047	2005	25,4	16,08	<u>36,7</u>	27,87	25,63	<u>2,24</u>	D	D
14047	2006	15,57	14,55	<u>6,6</u>	31,74	25,89	<u>5,86</u>	D	D
2049	2002	15,53	16,29	<i>4,67</i>	11,8	25,07	<i>13,27</i>	D	D
12049	2005	20,9	16,16	<u>22,7</u>	31,94	25,45	<u>6,49</u>	D	D
14049	2006	18,37	14,85	<u>19,18</u>	35,7	25,71	<u>9,98</u>	C	D
12213	2005	19,65	16,65	<u>15,29</u>	83,42	77,7	<u>5,72</u>	A	A
14213	2006	15,84	15,16	<u>4,3</u>	75,24	76,2	<i>0,96</i>	B	A
12214	2005	14,83	17,03	<i>12,93</i>	85,83	76,1	<u>9,73</u>	A	A
14214	2006	12,32	15,62	<i>21,17</i>	76,73	79,2	<i>2,47</i>	A	A
12207	2005	16,29	16,22	<u>0,42</u>	63,75	80,33	<i>16,58</i>	B	A
14207	2006	14,24	14,7	<i>0,03</i>	66	76,61	<i>10,61</i>	B	A
12209	2005	18,58	16,13	<u>13,17</u>	75,34	79,7	<i>4,36</i>	B	A
14209	2006	14,84	14,37	<u>3,2</u>	59,13	76,3	<i>17,17</i>	B	A

Les valeurs en gras correspondent à des échantillons prédits dans la mauvaise classe. Les valeurs soulignées ont été sous-estimées, alors que les valeurs en italiques ont été surestimées par GIBSI.

7.2.3 Simuler l'impact de PGB sur les valeurs d'IDEC à partir de GIBSI

En aval de la rivière Beaurivage, les valeurs moyennes d'IDEC (Tableau 7.7) et la distribution bimodale des échantillons (Figure 7.10a) démontrent que ce site était généralement altéré (classe C) selon les conditions météorologiques des années 1980 à 2006. Ce niveau d'intégrité biologique correspond à des concentrations physico-chimiques moyennes de : 0,082 mg/L de PT; 0,85 mg/L de NT; 0,086 mg/L de NH₃, ainsi qu'à une température moyenne de 14,74°C (Tableau 7.7; figure 7.11). La conversion en friche (CF) des terres en maïs et céréales est la seule PGB pouvant produire, en moyenne, une amélioration significative de l'intégrité biologique, soit un passage de la classe C (altérée) à la classe B (légèrement altérée). Ce passage à la classe B correspond surtout à une amélioration dans les concentrations physico-chimiques moyennes de PT (0,042 mg/L) et NT (0,46 mg/L) qui ont presque diminuées de moitié. L'implantation d'une bande riveraine de trois mètres (BR) et le jumelage de cette bande riveraine avec une conversion des terres en maïs et céréales en pâturage et foin (CC-BR) permettraient une augmentation moyenne de dix valeurs d'IDEC, mais pas un changement de classe. Ces PGB correspondent toutes deux à des concentrations physico-chimiques moyennes de 0,062 mg/L de PT, ainsi que de 0,589 mg/L et 0,56 mg/L de NT respectivement. Toutefois, les conditions de base et toutes les PGB, sauf la conversion des terres en maïs et céréales en friche (CF), produisent une distribution bimodale des valeurs d'IDEC, dans laquelle le mode principal démontre un changement de la classe C à la classe B. Ces distributions bimodales semblent surtout correspondre à celles des concentrations en PT et en NT (Figure 7.12). La conversion des terres en maïs et céréales en pâturage et foin

(CC) produit la bimodalité la plus accentuée. La valeur modale d'IDEC la plus élevée (environ de 60 : classe B) semble correspondre à des valeurs modales d'environ 0,035 mg/L de PT et de 0,3 mg/L de NT, alors que la valeur modale d'IDEC la plus faible (environ de 45 : classe C) semble correspondre à des valeurs modales d'environ 0,06 mg/L de PT et 0,75 mg/L de NT. Les valeurs d'IDEC démontrent que la rivière Beurivage atteindrait presque, en moyenne, son intégrité biologique de référence (classe A) en l'absence de charges diffuses, ce qui correspond à des concentrations physico-chimiques moyennes de : 0,007 mg/L de PT; 0,062 mg/L de NT; 0,045 mg/L de NH₃. Une grande part de la concentration moyenne en NH₃ de ce site est attribuable aux sources ponctuelles (0,066 mg/L pour le scénario CF; 0,045 mg/L pour le scénario PP).

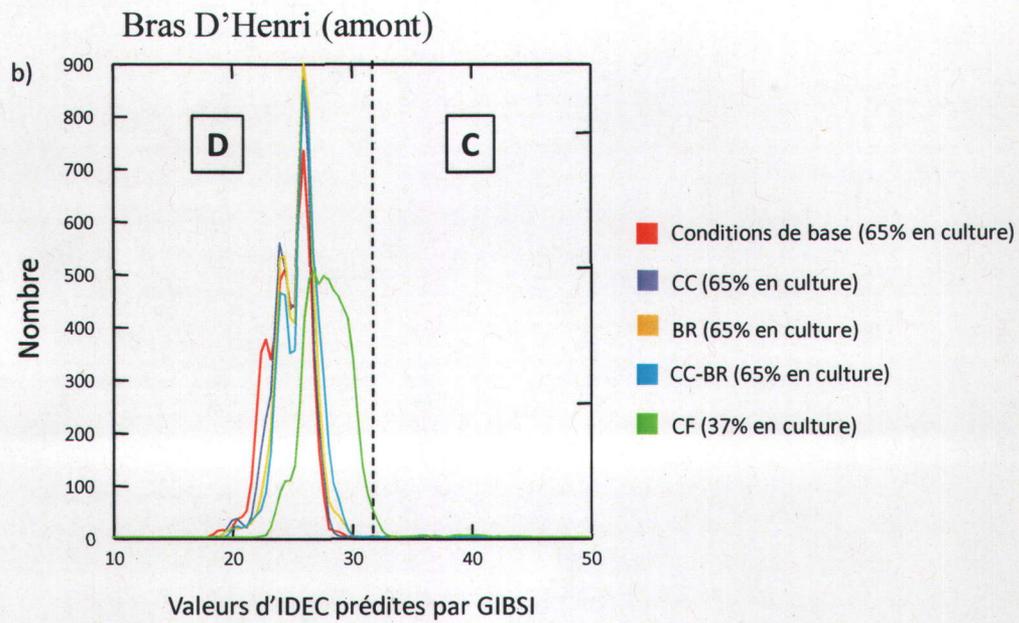
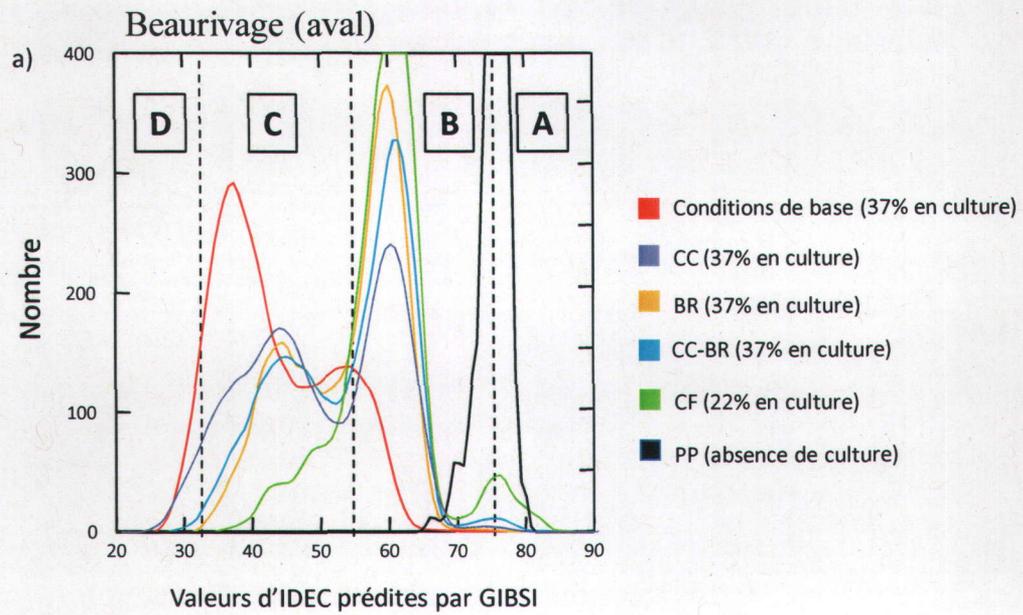
En amont et aval du Bras d'Henri, les valeurs moyennes d'IDEC (Tableau 7.7) et la distribution bimodale des échantillons (Figures 7.10b et c) démontrent que ces sites étaient généralement sévèrement altérés (classe D) de 1980 à 2006. Ce niveau d'intégrité correspond, pour le site en amont, à une concentration physico-chimique moyenne de : 0,206 mg/L de PT; 2,06 mg/L de NT; 0,032 mg/L de NH₃, ainsi qu'à une température moyenne de 14,65°C (Tableau 7.7; figure 7.11). Le site en aval présente des concentrations physico-chimiques moyennes de : 0,174 mg/L de PT; 1,73 mg/L de NT; 0,068 mg/L de NH₃, ainsi qu'à une température moyenne de 14,62°C. L'implantation de l'une ou l'autre des PGB n'a permis qu'une amélioration de moins de six valeurs d'IDEC en moyenne, ce qui n'est pas suffisant pour produire un changement de classe. La conversion en friche des terres en maïs et céréales (CF) du site aval du Bras d'Henri est la PGB qui a eu le plus d'impact, en permettant une amélioration moyenne de six valeurs

d'IDEC, ce qui correspond à des concentrations physico-chimiques moyennes de :
0,082 mg/L de PT; 0,798 mg/L de NT; 0,014 mg/L de NH₃.

Pour les trois sites, hormis l'absence de charges diffuses (PP), la conversion en friche des terres en maïs et céréales (CF) a produit l'augmentation la plus importante des valeurs d'IDEC, alors que la conversion en pâturage et foin des terres en maïs et céréales (CC) a produit la plus faible augmentation. La conversion en friche des terres en maïs et céréales (CF) améliore significativement (changement de la classe C à B) le niveau d'intégrité biologique du site altéré (classe C) en aval de la rivière Beaurivage, mais pas celui des sites sévèrement altérés (classe D) de la rivière Bras d'Henri. Les PGB réduisent, en moyenne, surtout les concentrations en PT et en NT, alors qu'elles réduisent moins les concentrations en NH₃ et ne réduisent pas les températures de l'eau.

Tableau 7.7 : Valeurs moyennes d'IDEC (version 1.2) et des variables physico-chimiques simulées par GIBSI pour les scénarios de base, PGB et de pollution ponctuelle pour les rivières Beaurivage (aval) et Bras d'Henri (amont et aval).

		Conditions de base	CC	BR	CC- BR	CF	PP
Beaurivage (aval)	Moyenne des valeurs d'IDEC	43,55	49,17	53,92	53,96	59,79	75,2
	Classes d'IDEC	C	C	C	C	B	B
	Différence moyenne avec la base		6,45	10,44	10,49	16,25	31,65
	Moyenne des valeurs de PT (mg/L)	0,082	0,072	0,062	0,062	0,042	0,007
	Moyenne des valeurs de NT (mg/L)	0,85	0,767	0,589	0,56	0,46	0,062
	Moyenne des valeurs de NH3 (mg/L)	0,086	0,084	0,079	0,08	0,066	0,045
	Moyenne des valeurs de TEMP (mg/L)	14,74	14,74	14,74	14,74	14,8	13,16
Bras d'Henri (amont)	Moyenne des valeurs d'IDEC	24,77	25,15	25,51	25,81	28,07	
	Classes d'IDEC	D	D	D	D	D	
	Différence moyenne avec la base		1,26	1,29	1,44	3,06	
	Moyenne des valeurs de PT (mg/L)	0,206	0,162	0,158	0,142	0,083	
	Moyenne des valeurs de NT (mg/L)	2,057	1,672	1,45	1,326	0,916	
	Moyenne des valeurs de NH3 (mg/L)	0,032	0,027	0,026	0,026	0,014	
	Moyenne des valeurs de TEMP (mg/L)	14,65	14,65	14,66	14,66	14,67	
Bras d'Henri (aval)	Moyenne des valeurs d'IDEC	24,26	24,55	26,17	25,78	30,09	
	Classes d'IDEC	D	D	D	D	D	
	Différence moyenne avec la base		0,93	2,1	1,8	5,95	
	Moyenne des valeurs de PT (mg/L)	0,174	0,163	0,139	0,132	0,082	
	Moyenne des valeurs de NT (mg/L)	1,73	1,511	1,125	1,123	0,798	
	Moyenne des valeurs de NH3 (mg/L)	0,068	0,068	0,058	0,062	0,035	
	Moyenne des valeurs de TEMP (mg/L)	14,62	14,62	14,62	14,65	14,65	



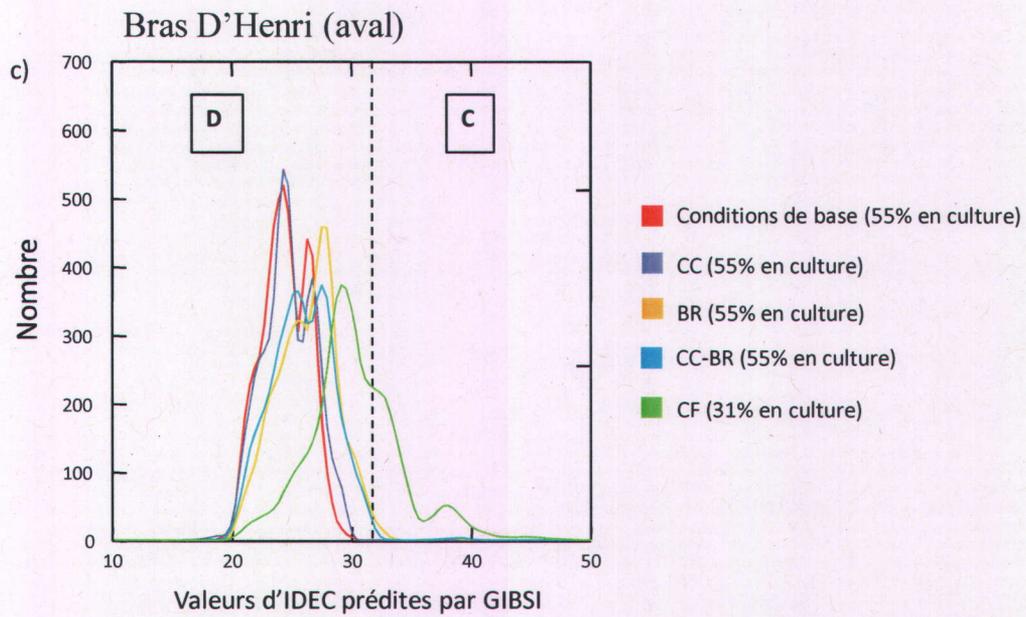


Figure 7.10 : Distribution des valeurs d'IDEC simulées par GIBSI pour les rivières : (a) Beaurivage (aval) et Bras d'Henri : (b) amont; (c) aval pour les scénarios de base, PGB et de pollution ponctuelle.

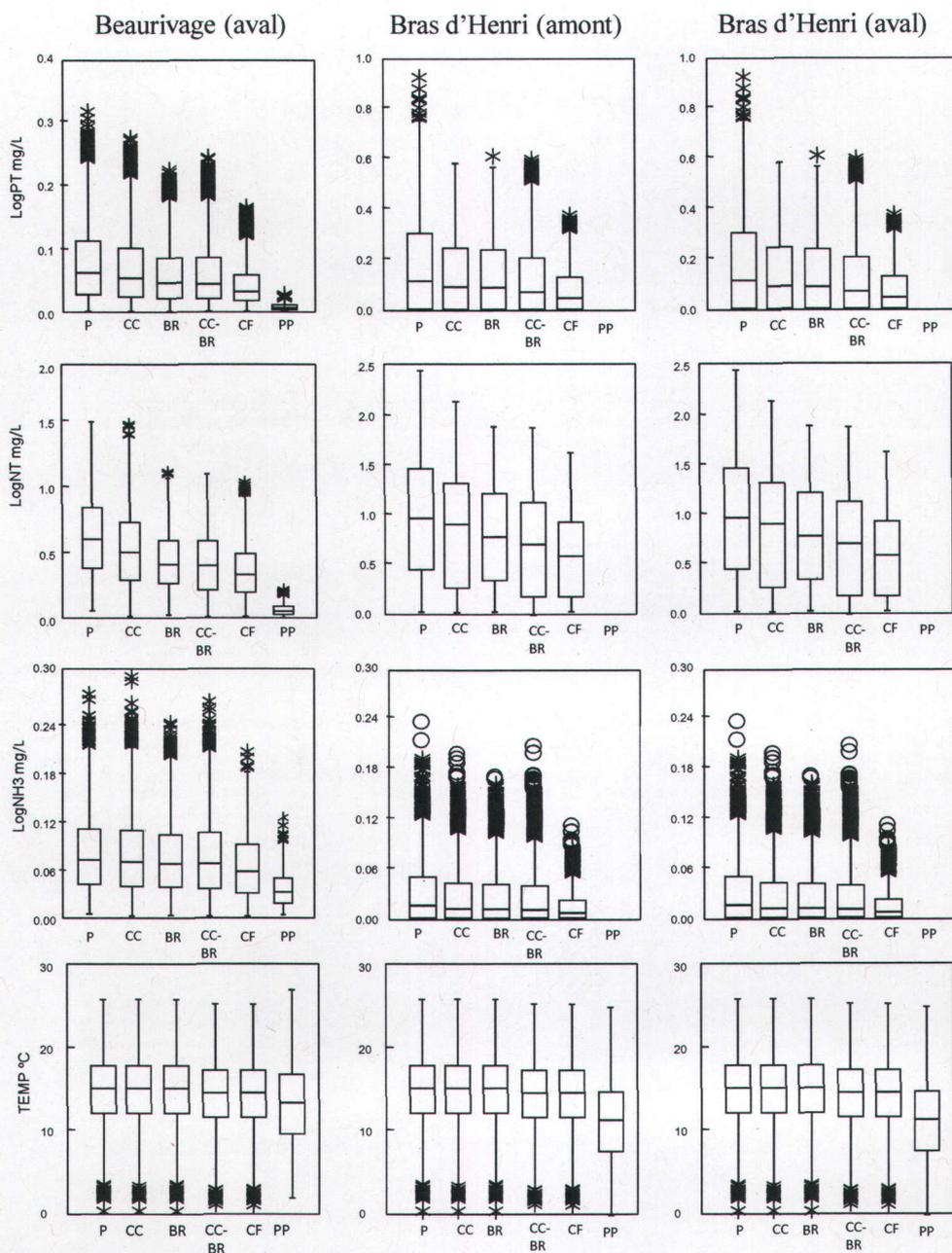


Figure 7.11 : Boîtes à moustache représentant les valeurs physico-chimiques associées aux valeurs d'IDEC simulées par GIBSI pour les scénarios de base, PGB et de pollution ponctuelle pour les rivières Beaurivage (aval) et Bras d'Henri (amont et aval). Elles représentent la médiane, les 25^e et 75^e percentiles et les 10^e et 90^e percentiles des distributions des valeurs physico-chimiques. Le libellé de l'axe des ordonnées des boîtes à moustache correspond à celui apparaissant à la gauche complètement.

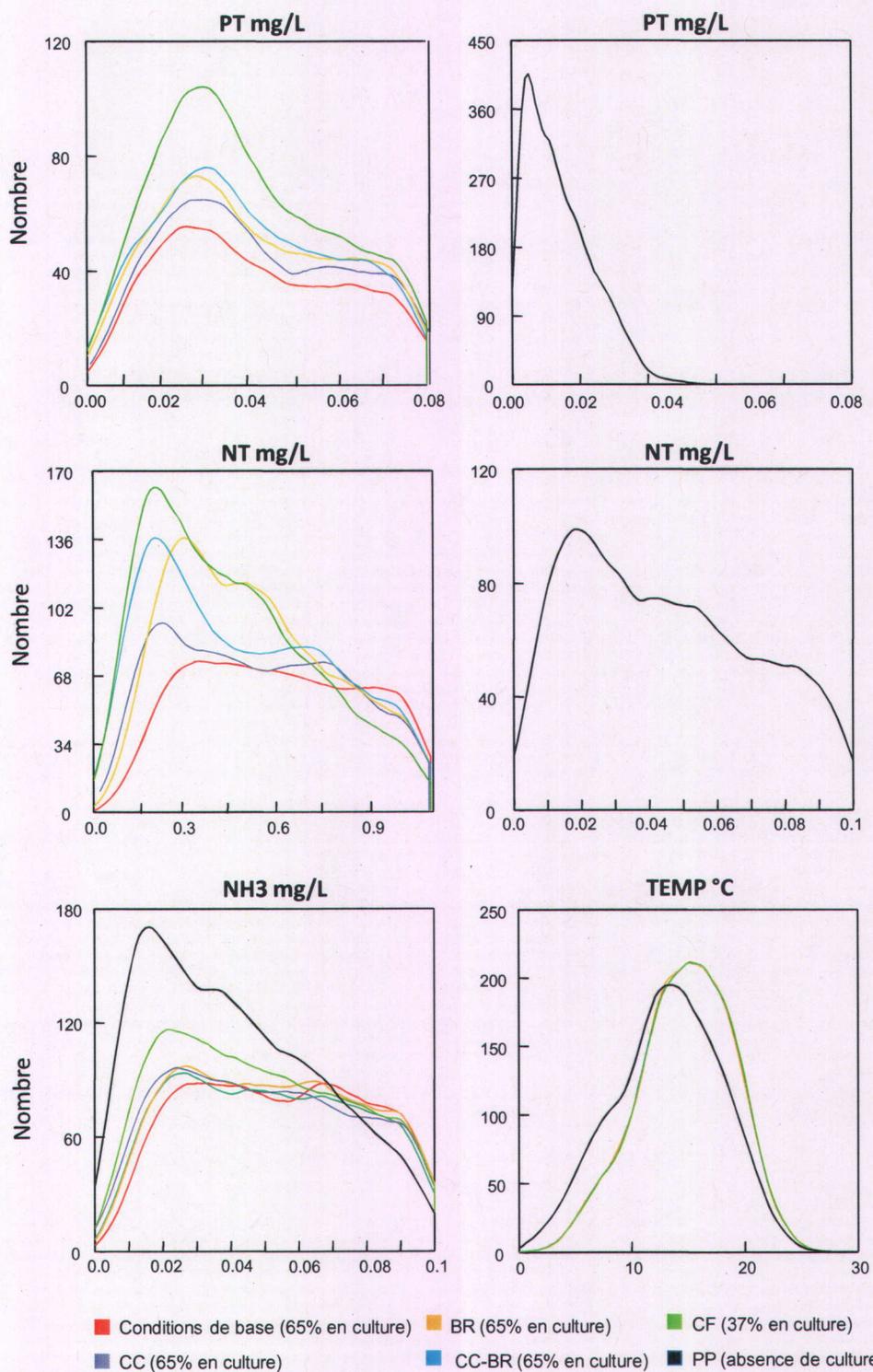


Figure 7.12 : Distribution des valeurs physico-chimiques associées aux valeurs d'IDEC simulées par GIBSI pour les scénarios de base, PGB et de pollution ponctuelle en aval de la rivière Beauvillage.

7.3 Discussion

7.3.1 Pourquoi et comment intégrer l'IDEC à GIBSI ?

L'intégration de l'IDEC dans GIBSI soulève une question fondamentale : Qu'est-ce que la simulation des valeurs d'IDEC (indice biotique) dans GIBSI apporte de plus comme information sur les écosystèmes aquatiques que la physico-chimie simulée? Cette question renvoie inévitablement aux arguments voulant que les bioindicateurs apportent une information différente et complémentaire à la physico-chimie sur l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques. Les mesures physico-chimiques fournissent un portrait ponctuel dans le temps, donc non intégré, de la réponse des écosystèmes aux perturbations et ne fournissent pas d'information sur les effets de ces changements sur les communautés biologiques. Or, ce qui compte ultimement pour évaluer l'intégrité écologique d'un écosystème ce ne sont pas les concentrations ou les valeurs physico-chimiques, mais plutôt leurs effets sur les communautés biologiques. C'est précisément ce que mesure l'IDEC. Cet indice évalue quel est l'effet conjugué de la qualité de l'eau (surtout les nutriments) sur la structure des communautés de diatomées. De plus, il renseigne sur les concentrations qui provoquent des changements dans leur structure et permet d'intégrer les variations temporelles de la physico-chimie de l'eau sur des périodes variant de 1 à 5 semaines, selon l'état trophique du cours d'eau (Lavoie *et al.*, 2008a; Lacoursière *et al.*, soumis).

Lors du développement des modèles prédictifs de cette étude, une attention particulière a été apportée à reproduire adéquatement des liens existants entre les variables physico-

chimiques et les valeurs d'IDEC : (i) en respectant le temps d'intégration de la physico-chimie par les communautés de diatomées; (ii) en utilisant des variables physico-chimiques qui ont un effet sur les communautés de diatomées (surtout les nutriments); (3) en utilisant un modèle non linéaire, les RF, pour développer les modèles. GIBSI permet maintenant de comprendre les liens qui existent entre les différents processus à l'échelle du bassin versant (hydrologie, utilisation du sol, pratiques agricoles, etc.) qui expliquent la physico-chimie de l'eau et ultimement, le niveau d'intégrité biologique.

L'intégration temporelle de la physico-chimie, c'est-à-dire les concentrations en phosphore et en azote, par les communautés de diatomées a notamment été démontrée par Lavoie *et al.* (2008a) et Lacoursière *et al.* (soumis). Dans la présente étude, une moyenne des valeurs physico-chimiques des quatre semaines (28 jours) qui précèdent une journée donnée a été utilisée par GIBSI pour prédire les valeurs d'IDEC, et ce, afin de correspondre au temps moyen d'intégration de la physico-chimie par les communautés de diatomées, tel que démontré par Lavoie *et al.* (2008a). Selon cette étude, ce temps varie en fonction du niveau trophique du site d'étude et de la variabilité dans les concentrations de nutriments. Ainsi, dans la rivière oligotrophe à l'étude, un faible apport en nutriment a induit un changement rapide des valeurs d'IDEC à l'intérieur d'une semaine. Le cours d'eau mésotrophe démontrait une période d'intégration d'environ deux semaines, alors que le cours d'eau eutrophe, dont les communautés sont adaptées à des changements fréquents et rapides de concentrations, démontrait un temps d'intégration de cinq semaines et plus. Suivant les résultats de cette étude, il serait peut-être indiqué de pouvoir

modifier le temps d'intégration des valeurs physico-chimiques simulées par GIBSI selon le niveau trophique des cours d'eau à l'étude.

7.3.2 Développement des modèles de prédiction des valeurs d'IDEC

Le modèle RF utilisé est bien adapté pour modéliser les relations non linéaires existant entre les variables environnementales et la structure des communautés de diatomées. Son efficacité a notamment été démontrée au deuxième objectif de cette étude (chapitre 5). En outre, la gratuité et la facilité d'intégration du logiciel R dans GIBSI représentaient des atouts non négligeables. Les RF développés dans cette étude ont identifiés les concentrations en PT et NT comme étant les meilleurs prédicteurs des valeurs d'IDEC. Cette relation entre les concentrations en nutriments et les communautés de diatomées a aussi été démontrée par Lavoie *et al.* (2006, 2008a), Lacoursière *et al.* (soumis), ainsi que dans plusieurs autres études (ex. Kelly et Whitton, 1995; Hill *et al.*, 2000; Winter et Duthie, 2000; Potapova et Charles, 2002).

Les modèles RF développés dans cette étude sont relativement précis (ils prédisent correctement les valeurs d'IDEC en calage, mais moins en validation), transférables à d'autres sites (la capacité de généralisation fut démontrée en validation) et facilement interprétables (contribution des variables explicites) (Lek *et al.*, 1996). Ils possèdent donc toutes les qualités requises comme outils de gestion utiles et efficaces. La forte relation entre les valeurs d'IDEC mesurées et simulées par les deux modèles RF (sous-indices alcalin et neutre) a été démontrée par des coefficients de détermination élevés, de faibles

résidus et une forte proportion des échantillons a été prédite dans les bonnes classes d'IDEC en calage. Les modèles ont toutefois démontré une tendance à surestimer les faibles valeurs et à sous-estimer les valeurs élevées d'IDEC. Conséquemment, des valeurs d'IDEC plus élevées que 87 et moins élevées que 7 ne peuvent pas, pour l'instant, être simulées par GIBSI en raison des limitations inhérentes aux modèles RF. Pour illustrer cette limitation, la valeur d'IDEC la plus élevée dans le modèle alcalin est de 87, ce qui correspond à une concentration en NT de 0,18 mg/L et de PT de 0,012 mg/L. De plus faibles concentrations en NT et PT ne devraient pas permettre de prédire une valeur d'IDEC plus élevée que 87, car le modèle a atteint sa limite supérieure. Cela dit, le modèle RF est capable de prédire les bonnes classes d'intégrité, soient les classes D et A. La réduction ou l'augmentation des concentrations en nutriments n'induit pas un changement de valeur d'IDEC lorsqu'elles ont atteint un certain niveau supérieur et inférieur. Cette limitation devra être prise en considération par les usagers de GIBSI.

La sous-estimation des valeurs élevées et la surestimation des faibles valeurs peuvent également toutes deux être expliquées par l'absence de la conductivité et du pH comme prédicteurs dans les modèles. Ces variables ont une influence majeure sur la structure des communautés de diatomées (ex. Lavoie *et al.*, 2006, 2008a). La sous-estimation et la surestimation peuvent également être expliquées par l'absence de la turbidité de l'eau ou des variables reliées à la pollution organique, telles les concentrations en carbone organique dissous et la demande biochimique en oxygène, même si leurs effets sur la structure des communautés de diatomées sont plus limités. De plus, bien que l'effet du pH et de la conductivité naturels sur la structure des communautés ait été réduit par le

développement de deux sous-indices de l'IDEC (objectif 2, chapitre 5), l'effet de l'ensemble des facteurs naturels n'a pas été totalement éliminé. Conséquemment, la sous-estimation des valeurs élevées d'IDEC pourrait être attribuable à des facteurs naturels qui ne sont pas inclus dans le modèle (ex. vitesse de courant, concentrations en carbone organique dissous) et/ou tout simplement à la variance inexpliquée dans les communautés de diatomées. Les modèles pourraient également avoir de la difficulté à prédire les fortes et faibles valeurs, uniquement en raison de leurs limitations structurelles (Park *et al.*, 2003).

La bonne prédiction des valeurs d'IDEC obtenues en procédure de validation, malgré le critère sévère utilisé (tester avec le quart des échantillons), démontre que les deux modèles sont généralisés. Ils sont donc bien adaptés au territoire du Québec méridional, mais particulièrement bien adaptés pour la prédiction des valeurs d'IDEC dans le bassin versant de la rivière Chaudière, car un échantillonnage de plusieurs sites localisés dans ce bassin versant, correspondant à différents niveaux d'altération, a été effectué. Cette précision des modèles RF suggère qu'une erreur dans la simulation des valeurs d'IDEC par GIBSI pourrait être davantage attribuable à une moins bonne simulation des valeurs physico-chimiques par celui-ci plutôt qu'à une erreur induite par les modèles RF.

7.3.3 Prédiction des valeurs d'IDEC par GIBSI

La performance globale de GIBSI pour prédire adéquatement les valeurs physico-chimiques et d'IDEC des sept sites localisés dans le bassin versant de la rivière Beaurivage était acceptable, spécialement si l'on considère que ces simulations cumulent les erreurs de nombreux modèles, allant du modèle hydrologique au modèle d'intégrité biologique. Du point de vue physico-chimique, la différence entre les valeurs prédites et mesurées était inférieure à 100 %, ce qui est tout à fait acceptable pour un bassin versant de plus 700 km². Ces résultats viennent renforcer ceux obtenus par Savary et Rousseau (2009a), qui démontraient la capacité de GIBSI à simuler avec précision les charges et les concentrations en sédiments, en azote et en phosphore dans le bassin versant de la rivière Beaurivage pour les années climatiques de 1984 à 1989.

Le plus souvent, les valeurs simulées d'IDEC étaient vraiment différentes des valeurs mesurées lorsque la simulation des concentrations en PT et NT par GIBSI étaient moins précises. Ceci s'explique en raison de leur importance majeure dans la simulation des valeurs d'IDEC par les modèles RF. Plus particulièrement, les concentrations en NH₃ et en NT ont été sous-estimées pour les sites 207 et 209, ce qui pourrait être expliqué par la difficulté de GIBSI à estimer leurs concentrations naturelles provenant de la présence de milieux humides. De plus, des échantillons (12213 et 12209) ont été prédits dans la mauvaise classe d'intégrité, même s'ils avaient moins de cinq valeurs d'IDEC de différence avec la valeur mesurée, alors que d'autres ont été prédits dans la bonne classe même s'ils avaient 20 valeurs de différence avec les valeurs mesurées (2049 et 14045).

Le succès de la simulation des échantillons dans la bonne classe d'IDEC doit donc être interprété avec prudence.

En somme, les simulations des valeurs d'IDEC par GIBSI devraient être adéquates en raison de : (i) de la précision des modèles RF; (ii) de l'échantillonnage élevé du bassin versant de la rivière Chaudière; (iii) parce que les variables qui ont une influence majeure sur les valeurs d'IDEC (PT et NT) sont généralement bien simulées par GIBSI. La simulation par GIBSI de la conductivité, du pH, de la turbidité et d'autres variables reliées à la pollution organique pourrait augmenter la précision des modèles RF, donc la simulation des effets des PGB sur l'intégrité biologique.

7.3.4 Simuler l'impact de PGB sur les valeurs d'IDEC à partir de GIBSI

L'effet de PGB a été évalué sur trois sites localisés sur les rivières Beaurivage et Bras d'Henri, cette dernière étant particulièrement affectée par les pratiques agricoles. En effet, l'agriculture occupe 55 % du territoire du bassin versant de la rivière Bras d'Henri, dont un peu moins de la moitié de ce territoire est cultivé en maïs et céréales. En l'absence d'usine d'épuration des eaux usées (source ponctuelle) dans le bassin versant, l'état sévèrement altéré (classe D) du Bras d'Henri semble être attribuable aux pressions agricoles, autant en amont qu'en aval du bassin versant. En effet, celles-ci occasionnent, en moyenne, des concentrations élevées en PT (0,174 mg/L), en NT (1,73 mg/L) et en NH₃ (0,068 mg/L) en aval de la rivière, qui à leur tour affectent sévèrement l'intégrité biologique. Selon Doods *et al.* (1998), les concentrations moyennes en PT et NT du

Bras d'Henri sont au-dessus du seuil d'eutrophisation. Par ailleurs, les cultures de maïs et céréales occupent également un peu moins de la moitié du territoire agricole du bassin versant de la rivière Beaurivage, ce territoire occupant 37 % de ce bassin versant. Les pressions agricoles étant moindres que dans la rivière Bras d'Henri, les concentrations moyennes en PT (0,082 mg/L) et en NT (0,085 mg/L) sont moins élevées, ce qui semble expliquer que la rivière Beaurivage est moins altérée (classe C). La rivière Beaurivage est eutrophe selon ses concentrations moyennes en PT et mésotrophe selon ses concentrations moyennes en NT (Dodds *et al.*, 1998). Toutefois, les rejets des deux usines d'épuration des eaux usées semblent responsables d'une part importante des concentrations en NH₃ (0,086 mg/L) de la rivière Beaurivage, alors qu'elles ont peu d'effets sur les concentrations en PT et NT. En somme, les apports en PT et NT semblent fortement provenir du milieu agricole (source diffuse), alors que les apports en NH₃ semblent davantage provenir des usines d'épuration des eaux (source ponctuelle) en aval de la rivière Beaurivage.

Pour les trois sites, les PGB ont surtout eu pour effet de diminuer les concentrations moyennes en PT et NT. Celles-ci semblent principalement responsables des changements du niveau d'intégrité biologique (valeurs d'IDEC) dans les rivières Beaurivage et Bras d'Henri. C'est dans le bassin versant de la rivière Beaurivage que les PGB ont eu le plus d'effet sur l'intégrité biologique, en engendrant une récupération moyenne de dix valeurs d'IDEC et d'une classe d'intégrité, si l'on considère le mode principal de la distribution bimodale des valeurs. La conversion en friche des terres en maïs et céréales (CF), donc l'absence de cultures intensives dans le bassin versant, est la seule PGB ayant

permis l'amélioration moyenne d'une classe d'intégrité biologique (classe C à B). Cette amélioration correspond à un passage des concentrations physico-chimique moyennes de : 0,082 mg/L de PT; 0,85 mg/L de NT; 0,086 mg/L de NH₃ (scénario de base) à 0,042 mg/L de PT; 0,46 mg/L de NT; 0,066 mg/L de NH₃ (scénario CF). Les concentrations moyennes atteintes par cette PGB correspondent à un milieu mésotrophe en PT et oligotrophe en NT (Doods *et al.*, 1998). Ces résultats viennent appuyer ceux obtenus dans l'étude de Savary et Rousseau (2009b), dans laquelle les mêmes PGB avaient eu pour effet de réduire surtout les charges en NT et en PT en provenance des terres agricoles, de même que la probabilité de dépassement du critère de protection de la vie aquatique pour le PT (0,03 mg/L) au même site en aval de la rivière Beaurivage. Par exemple, l'implantation d'une bande riveraine de trois mètres (BR) avait occasionné une réduction de 17 jours sur 153 (11 %) jours pour lesquels ce critère était dépassé, alors que les charges en phosphore dans le cours d'eau étaient réduites de 38 %. Il est donc intéressant de constater que la préservation d'une bande riveraine de trois mètres, telle qu'exigée par la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec (Éditeur officiel du Québec, 2005), a un effet significatif sur la qualité de l'eau et sur l'intégrité biologique, dans certaines conditions hydrologiques (mode principal de la distribution), lorsqu'elle est appliquée sur l'ensemble du réseau hydrographique de la rivière Beaurivage. La conversion des cultures de maïs et céréales en pâturage et foin (CF) avait occasionné une réduction moindre du nombre de jours pour lesquels le critère de qualité de l'eau était dépassé, soit 11 jours (7,2 %), et les charges en PT dans le cours d'eau étaient réduites de 30 %. Une étude menée par Gangbazo *et al.* (2006) estimait, pour sa part, que l'aménagement de bandes riveraines enherbées de un à trois mètres sur

l'ensemble du bassin versant de la rivière aux Brochets diminuerait les charges de PT exportées par la rivière de 6,7 %. Par conséquent, les effets de ces PGB, présentés dans le chapitre 7 de cette thèse, ont également été démontrés dans d'autres études effectuées au Québec. Autre élément à souligner, les PGB, sauf pour le changement en friche, ont provoqué des distributions bimodales des valeurs d'IDEC dans la rivière Beauvillage. Ces bimodalités semblent partiellement expliquées par une légère bimodalité dans les concentrations en PT et NT.

Il fut étonnant de constater que les PGB ne provoquent que très peu d'amélioration de l'intégrité biologique dans la rivière Bras d'Henri, et ce, même si elles avaient diminué considérablement les concentrations moyennes en nutriments. En effet, la conversion en friche des terres en maïs et céréales (CF : absence de cultures intensives), la PGB ayant l'effet le plus important, n'a permis qu'une amélioration moyenne de six valeurs d'IDEC, malgré une réduction de moitié des concentrations physico-chimiques moyennes : 0,174 mg/L de PT; 1,73 mg/L de NT; 0,068 mg/L de NH₃ (scénario de base) à 0,082 mg/L de PT; 0,798 mg/L de NT; 0,035 mg/L de NH₃ (scénario CF) en aval de la rivière Bras d'Henri. Les concentrations moyennes atteintes par cette PGB correspondent à un milieu eutrophe en PT et mésotrophe en NT (Doods *et al.*, 1998). Ces résultats suggèrent que même en l'absence de cultures intensives, les concentrations en nutriments de la rivière Bras d'Henri demeurent élevées, surtout les concentrations en PT, et n'atteignent pas un niveau de réduction suffisant pour permettre une récupération significative de l'intégrité biologique, de la classe D (sévérement altérée) à la classe C (altérée). Ces résultats sont étonnants, car les cultures intensives, dont celle du maïs,

nécessitent l'application de quantités de fertilisants importantes (ex. 150 kg N/ha et 21 kg P/ha pour des sols légers ayant des taux de saturation en PT entre 5,1 % et 7,5 % (CRAAQ, 2003)) et, selon les conditions météorologiques, peuvent subir des pertes significatives de nutriments par le ruissellement et les eaux de drainage. Par exemple, Gangbazo *et al.* (2006) ont démontré que dans le bassin versant de la rivière aux Brochets, 69 % de la charge de PT provient des cultures intensives, lesquelles n'occupent que 22 % de la superficie du bassin versant. Par conséquent, la conversion en friche des terres en maïs et céréales (CF) aurait dû occasionner une réduction assez importante des concentrations en nutriments pour permettre, au minimum, une certaine amélioration du niveau d'intégrité biologique de la rivière Bras d'Henri, où ces cultures sont particulièrement dominantes (24 % du territoire). Cela dit, l'effet de l'absence de ces cultures intensives a produit un taux de réduction des concentrations en nutriments similaire à celle de la rivière Beaurivage, soit une diminution de moitié des concentrations en PT et NT, mais cette absence a permis une amélioration plus importante de l'intégrité biologique de la rivière Beaurivage, territoire dans lequel le même type de culture est moins dominant (14,5 %).

Selon l'étude menée par Patoine et Simoneau (2002) sur 19 bassins versants au Québec, la conversion en pâturage et foin des superficies en maïs et céréales (scénario d'absence de cultures intensives : CF) aurait peu d'effet, car elle ne contribue pas à réduire suffisamment la superficie totale des terres cultivées. Selon cette étude, un bassin versant ayant plus de 10 % de ses terres en culture ne peut espérer une récupération significative des concentrations en PT sous le critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie

aquatique (0,03mg/L). Selon ces auteurs, les zones d'élevage (pâturages) ont également un impact significatif sur l'enrichissement des sols en PT et en NT. Par conséquent, même si l'ensemble des terres en maïs et céréales étaient converties en friche, plus de 30 % du bassin versant de la rivière Bras d'Henri demeurerait tout de même en pâturage et foin. Ces superficies en cultures demandent des quantités de fertilisants suffisamment importantes (ex. de l'ordre de 20 à 60 kg N/ha et 22 à 48 kg P/ha pour des pâturages et prairies sur des sols moyens à pauvres, à textures moyennes (CRAAQ, 2003)) pour que les nutriments se retrouvent dans le cours d'eau par lessivage et drainage des sols. Cette hypothèse est plausible, car GIBSI tient compte du contenu initial (emmagasiner) des nutriments dans le sol dans les simulations. Pour les sols et les cultures de la rivière Beaurivage, la teneur moyenne en PT assimilable (Melich-III) était de l'ordre de 14 kg P/ha selon la base de données pédologiques de GIBSI (Duchemin *et al.*, 2001), alors que le taux moyen de fertilisation était de 33 kg P/ha. Le bilan agronomique annuel en NT et en PT était donc en excès en 2001, par rapport aux prélèvements par les récoltes (Savary et Rousseau, 2009a). Il est donc approprié de supposer que les superficies en pâturage et en foin sont suffisamment importantes pour que leurs apports en nutriments contribuent considérablement à l'enrichissement du Bras d'Henri, même en l'absence de cultures intensives. Pour la rivière Beaurivage, 22 % du bassin versant demeurerait en pâturage et foin en l'absence de cultures intensives. Cette proportion de terres en cultures, sans cultures intensives, semble suffisante pour provoquer une amélioration d'une classe d'intégrité biologique (passage de la classe C à la classe B). Une réduction des superficies agricoles, sans cultures intensives, permettrait possiblement à la rivière Beaurivage de s'approcher de son état de référence (classe A), car les charges ponctuelles

provenant des deux usines d'épuration des eaux usées contribuent peu, en moyenne, à l'augmentation des concentrations en PT et NT (0,007mg/L de PT et 0,062 mg/L de NT), mais davantage aux concentrations en NH₃ (0,045 mg/L de NH₃), ces dernières ayant moins d'influence sur les communautés de diatomées. Cela s'explique possiblement en raison de la distance séparant les deux usines d'épuration des eaux usées par rapport au site de la rivière Beurivage (plus de dix kilomètres). Une autre usine d'épuration des eaux usées se localise directement en aval du site. Une simulation réalisée *a posteriori* suggère que l'effet des rejets d'eaux usées aurait été plus important si le site à l'étude avait été localisé directement en aval de celle-ci, faisant passer les valeurs d'IDEC de la classe A (valeur de 75,2) à la classe B (valeur de 68,9).

En somme, les résultats suggèrent qu'une réduction des superficies agricoles, de 37 % à 22 % du territoire, sans cultures intensives, dans le bassin versant de la rivière Beurivage est suffisante pour améliorer significativement son intégrité biologique de la classe C (altérée) à la classe B (légèrement altérée). Elle a pour effet de réduire les concentrations physico-chimiques moyennes de : 0,082 mg/L de PT; 0,85 mg/L de NT; 0,086 de NH₃ (scénario de base : classe C) à 0,042 mg/L de PT; 0,46 mg/L de NT; 0,066 mg/L de NH₃ (scénario CF : classe B). Un seuil entre ces concentrations physico-chimiques semble permettre un passage de la classe d'intégrité C à B, et donc une certaine récupération des communautés de diatomées. Une absence d'agriculture (présence de pollution ponctuelle uniquement) dans la rivière Beurivage a permis l'atteinte de conditions biologiques de référence (classe A). Un seuil entre : 0,042 mg/L de PT; 0,46 mg/L de NT; 0,066 mg/L de NH₃ (scénario CF : classe B) et 0,007 mg/L de PT; 0,062 mg/L de NT; 0,045 mg/L de

NH₃ (scénario sans pollution diffuse : classe A) semble permettre un passage de la classe d'intégrité B à A. Le seuil en PT s'approche de celui de 0,03 mg/L, établi comme critère de protection de la vie aquatique, des activités récréatives et de prévention de l'eutrophisation (MDDEP, 2008a). Toutefois, il faut demeurer prudent dans l'interprétation des relations entre les concentrations physico-chimiques et les valeurs d'IDEC, car leur relation est non linéaire. L'atteinte des conditions de référence semble possible, en aval de la rivière Beaurivage, avec moins de 22 % de superficies agricoles, sans cultures intensives. Cette proportion ne peut toutefois être comparée au seuil de 10 % des superficies agricoles proposé par Patoine et Simoneau (2002), car celui-ci a été déterminé pour l'ensemble des cultures, intensives et non intensives et concernait l'atteinte des concentrations en PT sous le critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (0,03 mg/L).

Une réduction des superficies agricoles de 55 % à 31 % du territoire, sans cultures intensives, dans le bassin versant de la rivière Bras d'Henri n'est pas suffisante pour améliorer significativement son intégrité biologique (classe D : sévèrement altérée). L'atteinte de 31 % de superficies en culture (scénario CF : classe D) dans le bassin versant de la rivière Bras d'Henri correspond, en moyenne, à 0,082 mg/L de PT; 0,798 mg/L de NT; 0,035 mg/L de NH₃. Une diminution de ces concentrations en nutriments serait nécessaire afin de permettre une récupération significative du niveau d'intégrité biologique.

Ce phénomène s'explique probablement par la stabilité atteinte par la structure des communautés de diatomées (valeurs d'IDEC) à certaines concentrations en nutriments et au-delà desquelles elle change moins. C'est donc dire que les valeurs d'IDEC diminuent graduellement suivant l'augmentation des concentrations en nutriments, puis se stabilisent au-delà d'un seuil atteint dans les concentrations en nutriments. Les modèles RF créés pour établir le lien entre les concentrations physico-chimiques et les valeurs d'IDEC semblent pouvoir reproduire adéquatement ce phénomène de stabilisation des communautés de diatomées (valeurs d'IDEC). Dans cette étude, le phénomène de stabilisation est bien représenté par le Bras d'Henri (aval), car les concentrations en nutriments atteintes en l'absence de cultures intensives (scénario CF) représentent des valeurs d'IDEC en moyenne de 30 et le double de ces concentrations représentent des valeurs moyennes d'IDEC de 24 (scénario de base), alors que pour la rivière Beaurivage, cette diminution de moitié des concentrations en nutriment a permis un passage des valeurs d'IDEC de 44 (scénario de base) à 60 (scénario CF). Selon, Doods *et al.* (1998), les concentrations moyennes en nutriments atteintes en l'absence de cultures intensives (scénario CF) dans le Bras d'Henri sont représentatives des milieux eutrophes pour les concentrations en PT (0,075 mg/L et plus) et mésotrophes pour les concentrations en NT (entre 0,7 et 1,5 mg/L). Des études menées par Lavoie *et al.* (2008a) et Lacoursière *et al.* (soumis) ont démontré que les communautés des milieux eutrophes sont adaptées à des changements fréquents et importants des concentrations en nutriments. Elles doivent être exposées de façon continue à des concentrations en nutriments suffisamment faibles pour permettre la croissance d'espèces plus sensibles à l'eutrophisation, donc permettre un changement significatif de la structure de la

communauté (valeurs d'IDEC). La stabilité des communautés des milieux eutrophes peut être attribuée en partie à la tolérance (sensibilité-résistance) des taxons et/ou à la complexité (capacité de résilience) des communautés de diatomées. Dans une communauté dominée par de nombreux taxons tolérants à la pollution, une diminution de moitié des concentrations en nutriments, comme dans cette étude, ne produirait pas de changements drastiques dans la structure des communautés, parce que les taxons sont adaptés à ces fluctuations et les réponses sont très variables selon les taxons. À l'inverse, pour une communauté dominée par peu de taxons et qui sont sensibles aux perturbations, un changement dans l'abondance d'un taxon modifie grandement la structure de la communauté. La relation diversité-stabilité a fait l'objet de nombreuses études théoriques et empiriques en écologie (ex. MacArthur, 1955; May, 1973; Steiner *et al.*, 2006). Lavoie *et al.* (2008a) ont constaté qu'il est fréquent que les communautés de diatomées des milieux eutrophes soient plus diversifiées, plus stables et plus tolérantes aux variations dans les concentrations en nutriments que les communautés moins diversifiées et tolérantes des milieux oligotrophes. Les résultats de cette étude suggèrent qu'une faible augmentation des concentrations en nutriments dans les milieux oligotrophes suffit pour faire diminuer les valeurs élevées d'IDEC, car ils seraient moins stables en raison de la sensibilité des taxons aux perturbations et de leur plus faible diversité, alors qu'une forte augmentation en nutriments dans les milieux eutrophes est nécessaire pour faire diminuer les valeurs d'IDEC, car ils seraient plus stables en raison de la résistance des taxons aux perturbations et de leur plus grande diversité. Ces résultats suggèrent également que la relation entre les communautés de diatomées et les concentrations en nutriments n'est pas linéaire, mais plutôt curvilinéaire.



8. Sommaire des contributions, conclusion et avenues de recherche

8.1 Sommaire des contributions et conclusion

Cette recherche a contribué au développement d'indices biotiques, soit l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) et d'un éventuel indice macroinvertébrés, permettant d'effectuer le suivi de l'intégrité biologique des cours d'eau du Québec méridional. L'intégration de l'IDEC au système Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé (GIBSI) constitue l'objectif ultime atteint par cette étude. Cette intégration permet maintenant de simuler l'impact de changements environnementaux (ex. mise en place de PGB, modifications du régime hydrologique) dans un bassin versant sur l'intégrité biologique des cours d'eau, ce qui représente un apport tout à fait original, car aucun système de modélisation hydrologique (ex. AGNPS : *Agricultural NonPoint Source*; SWAT : *Soil and Water Assessment Tool*) ne permettait de simuler l'impact de changements environnementaux, à l'échelle du bassin versant, sur l'intégrité des communautés biologiques. GIBSI devient un outil de gestion complet permettant notamment d'évaluer l'effet de mesures de restauration et/ou de certaines réglementations visant la protection ou la restauration des écosystèmes aquatiques.

L'IDEC a été amélioré et les bases ont été établies pour le développement d'un nouvel indice macroinvertébrés, ce qui constitue un apport aux outils de suivi basés sur l'Approche par Conditions de référence (ACR) développés dans le monde et au Canada.

En effet, l'ACR, telle que recommandée par la *Directive Cadre Européenne sur l'eau* (DCE) et le *Clean Water Action Plan* américain (CWAP), a également été utilisée pour le développement de la plupart des outils de suivi biologique (IBD, IPS, IBIs, RIVPACS, AusRivAS et BEAST). Cette recherche ne s'est toutefois pas contentée de reproduire intégralement la méthode utilisée pour le développement du système canadien BEAST, tel que recommandé par le CCME (2006), car elle a développé de nouvelles méthodes qui maximisent l'interprétation des changements environnementaux en fonction des communautés biologiques (approche *a posteriori*). Ainsi, ces travaux ont contribué au développement d'indices biotiques qui respectent davantage la prémisse de base du biosuivi, soit que les communautés biologiques fournissent une évaluation directe et originale, dans le temps et l'espace, de l'état moyen d'un écosystème aquatique qui diffère de la physico-chimie. Toutefois, l'apport le plus original de cette recherche constitue l'intégration de l'IDEC au système GIBSI. Les systèmes de gestion intégrée actuels permettent uniquement de simuler l'effet de changements dans le bassin versant (ex. changements climatiques, utilisation du sol, PGB) sur l'hydrologie et la physico-chimie. GIBSI va maintenant plus loin en permettant de simuler l'effet de ces changements sur les communautés de diatomées, ce qui contribue à la compréhension de l'effet de l'environnement physico-chimique sur la base de la chaîne alimentaire. GIBSI constitue ainsi un outil d'aide à la décision efficace et adéquat pour la planification et l'analyse de stratégies de restauration des écosystèmes aquatiques.

Du point de vue technique, cette recherche a contribué à l'exploration, la compréhension et l'utilisation de différentes méthodes et modèles statistiques rigoureux, efficaces et

représentatifs des tous derniers développements en statistiques (ex. réseaux de neurones artificiels et *random forests*), donc à enrichir les connaissances sur les méthodes et modèles statistiques utilisés en suivi biologique.

Du point de vue des connaissances fondamentales, cette recherche a permis d'enrichir la compréhension des effets des composantes physiques et chimiques des cours d'eau sur deux niveaux trophiques, soit les communautés de diatomées et de macroinvertébrés, tant en conditions de référence qu'altérées.

Indice macroinvertébrés

Il ne fut pas possible de développer un indice macroinvertébrés en raison du peu d'échantillons disponibles et de la faible superficie du territoire couvert par ceux-ci. Toutefois, cette étude a permis de démontrer la faisabilité du développement d'un indice biotique de type IDEC à partir des communautés de macroinvertébrés. Une nouvelle approche *a posteriori* pour sélectionner et classifier les communautés de référence a été proposée, puis les résultats obtenus par cette approche ont été comparés avec ceux obtenus par une approche *a priori*. Dans l'éventualité du développement d'un indice multimétrique, les métriques et indices qui ont permis de distinguer les conditions de référence des conditions altérées ont été identifiés dans cette étude comme étant les plus appropriés pour ce développement. La méthode utilisée pour effectuer cette distinction, qui consistait à représenter les métriques et indices biotiques sur une analyse de gradients, est également tout à fait originale. L'écologie des taxons typiques des conditions de

référence et altérées des milieux lotiques à substrat grossier du Québec est également mieux connue. La reconduction de cette étude avec un nombre adéquat d'échantillons couvrant l'ensemble du Québec méridional permettrait de développer un indice biotique de type IDEC, donc basé sur l'ACR, ce qui n'a pas encore été réalisé au Québec.

Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC)

L'IDEC original fut développé par Lavoie *et al.* (2006). Cette étude a contribué à améliorer l'IDEC en : (i) développant une méthode permettant d'identifier le biotype (sous-indice) de l'IDEC approprié à chaque site « test » à partir de modèles statistiques (réseaux de neurones artificiels et *random forests*); (ii) redéfinissant les limites des classes d'intégrité biologique en fonction de changements (seuils) écologiques significatifs se produisant dans les communautés de diatomées. Dans la première version de l'IDEC, l'attribution de chaque site « test » au sous-indice (neutre ou alcalin) approprié était effectuée en fonction de l'appartenance de celui-ci à une sous-écorégion (Grenier *et al.*, 2006). Toutefois, comme ce ne sont pas toutes les variables abiotiques caractérisant une sous-écorégion qui ont une influence sur le pH naturel des cours d'eau, il parut plus justifié d'utiliser uniquement les prédicteurs qui expliquent la différenciation entre les communautés de référence alcalines et neutres, ce qui a été réalisé à partir de modèles prédictifs. Dans la première version de l'IDEC, le nombre et la largeur des classes d'intégrité biologique étaient déterminés sans considération écologique, comme il est plus souvent le cas dans les outils de suivi biologique les plus connus (ex. IBIs, IBD, IPS, RIVPACS, AusRivAS, BEAST). Le développement des nouvelles classes d'IDEC

ayant une signification écologique a été inspiré par une discussion à ce sujet, qui a eu lieu durant une session spéciale du congrès de la *North American Benthological Society* en 2009. Cette recherche est donc tout à fait originale et répond à une préoccupation récente. Ces considérations justifiaient que l'IDEC soit reformulé dans cette étude. L'ajout de plusieurs échantillons provenant du bassin versant de la rivière Chaudière, représentant différents niveaux d'eutrophisation, ont également permis de s'assurer que cette nouvelle version de l'IDEC soit particulièrement appropriée pour prédire les valeurs d'IDEC de la rivière Chaudière, en vue de l'intégration de l'IDEC dans GIBSI.

Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé (GIBSI)

L'intégration de l'IDEC dans GIBSI a permis de simuler l'effet de PGB sur l'intégrité biologique. Cette recherche a contribué à démontrer que la proportion des superficies agricoles, la proportion des superficies en cultures intensives (ex. maïs et céréales) et les apports des usines d'épuration des eaux usées dans le bassin versant d'un site, ainsi que son niveau d'intégrité biologique initial, ont un effet sur sa capacité à améliorer significativement son niveau d'intégrité biologique. En effet, il a été démontré que la réduction des superficies agricoles à 22 % du bassin versant et l'absence de cultures intensives provoquaient une réduction suffisante des concentrations moyennes en nutriments dans la rivière Beaurivage, une rivière altérée (classe C), pour occasionner un changement d'une classe d'intégrité (classe B de l'IDEC). Ce seuil de 22 % correspond à une concentration moyenne d'environ 0,04 mg/L de phosphore total, ce qui contribue à démontrer que l'atteinte des conditions de référence biologiques (classe A) est possible

sous ce seuil. Celui-ci s'approche du seuil de 0,03 mg/L de PT établi comme critère de protection de la vie aquatique, des activités récréatives et de prévention de l'eutrophisation (MDDEP, 2008a). Il a également été démontré que les PGB avaient peu d'effet sur le niveau d'intégrité biologique du Bras d'Henri, une rivière sévèrement altérée (classe D), car même si celles-ci diminuent considérablement les concentrations moyennes en nutriments de cette rivière, elles ne permettent pas d'atteindre un niveau de concentrations nécessaire pour occasionner un changement d'une classe d'intégrité biologique. Ce résultat contribue à démontrer que la structure des communautés de diatomées atteint un niveau de stabilité passé certaines concentrations en nutriments et au-delà desquelles, elle ne change plus. De plus, il a été démontré que la préservation d'une bande riveraine de trois mètres, telle qu'exigée par la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec (Éditeur officiel du Québec, 2005), a un effet significatif sur la qualité de l'eau et sur l'intégrité biologique, dans certaines conditions hydrologiques (mode principal de la distribution), lorsqu'elle est appliquée sur l'ensemble du réseau hydrographique de la rivière Beaurivage. En somme, cette recherche a surtout permis de déterminer des seuils dans la proportion des superficies agricoles, sans cultures intensives, ainsi que les seuils dans les concentrations physico-chimiques associées permettant, ou non, un changement significatif dans la structure des communautés de diatomées.

8.2 Avenues de recherche

Cette recherche a contribué au développement de l'IDEC et a établi les bases pour le développement d'un indice biotique macroinvertébrés pour le Québec méridional. Elle constitue également un point de départ pour de futures recherches.

De façon générale, nous considérons que le développement de ces indices biotiques a été réalisé en accord avec les façons de faire déjà établies, tout en proposant certaines améliorations et innovations. Toutefois, nous considérons que le manque d'échantillons a représenté un frein au développement de ces indices. L'ajout d'échantillons couvrant l'ensemble du Québec méridional aurait permis de poursuivre le développement de l'indice macroinvertébrés et une meilleure représentativité des conditions de référence diatomées. Du point de vue technique, il serait intéressant d'explorer toutes les possibilités des modèles statistiques nouvellement utilisés en écologie, notamment les *randoms forests*, qui ont démontré une très grande efficacité en plus d'être faciles d'utilisation. Il serait également intéressant d'évaluer l'influence du nombre d'arbres et de variables utilisées par nœuds de chaque ArCI, malgré le fait que Liaw et Wiener (2002) et Lawrence *et al.* (2006) ont démontré qu'ils avaient peu d'effet sur le résultat final. Des méthodes de classification autres que les cartes auto-organisatrice de Kohonen (CAK) pourraient également être employées et comparées au CAK, telles les cartes auto-organisatrices émergentes (*Emergent Self-Organising Maps*, ESOM) développées récemment par Ultsch et Moerchen (2005). Les E-SOM ont été

utilisées et testées avec succès en écologie par Rimet *et al.* (2009) pour la classification des communautés de diatomées planctoniques du lac Genève.

Indice macroinvertébrés

Le développement d'un indice macroinvertébrés a été limité en raison du nombre d'échantillons et de la couverture spatiale de ceux-ci. Les échantillons ont également été prélevés uniquement dans les cours d'eau lotiques à substrat grossier. Une base de données suffisante pour les milieux lotiques à substrat grossier et également pour les milieux lenticules à substrat fin, permettrait la réalisation de toutes les étapes de l'ACR menant au développement d'indices biotiques de type « IDEC » (un pour chaque milieu), ce que nous recommandons. Les étapes suivies et les méthodes développées dans cette étude pour le développement de l'IDEC (version 1.2) n'auraient qu'à être reproduites. Des échantillons ont été collectés dans les deux types de milieux suite à la réalisation de cette étude, ce qui pourrait rendre possible le développement de ces indices prochainement. La séparation *a priori* des deux types de milieux est effectuée pour le développement des outils de suivi les plus connus (ex. RIVPACS et ses dérivés). Il serait toutefois intéressant de vérifier que cette séparation *a priori* est justifiée en comparant les communautés de référence identifiées pour les deux types de milieux. La comparaison de la sélection des communautés de référence réalisée *a priori* et *a posteriori* pourrait également être réalisée à nouveau, afin de vérifier que ces deux méthodes donnent toujours des résultats similaires.

Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC)

L'IDEC pourrait également bénéficier d'un plus grand nombre de sites de référence, surtout dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Il serait approprié d'étendre la couverture spatiale des sites de référence à des régions qui ne sont pas représentées à ce jour, par exemple celles du Saguenay-Lac-St-Jean, de l'Abitibi-Témiscamingue, de la Côte-Nord et de la Gaspésie. Une meilleure compréhension des conditions de référence de ces régions y rendrait l'utilisation de l'IDEC plus adéquate. Dernièrement, la connaissance des conditions de référence a été étendue à certaines régions de l'Ontario et des Maritimes, ce qui a mené au développement de l'IDEC version 2 (Lavoie *et al.*, accepté). Différentes échelles spatiales devraient également être représentées afin d'obtenir une cartographie plus fine des conditions de référence (neutre ou alcaline). Pour cela, des cartes de dépôts de surface, de géologie et de l'utilisation du sol ayant une résolution spatiale plus fine (cartes au 1 : 50 000 au lieu de 1 : 250 000 présentement) seraient nécessaires.

Le développement des classes d'intégrité biotique de l'IDEC à partir de « seuils » ayant une signification écologique pourrait mener à l'établissement de critères numériques de qualité de l'eau en identifiant les variables physico-chimiques qui expliquent les changements significatifs entre les classes de l'IDEC, ainsi que les valeurs (seuils) autour desquelles se produisent ces changements. Les *break-point regression* (ex. Muggeo, 2003), la *piecewise regression* (Toms et Lesperance, 2003), les arbres de régression (ex. Lougheed *et al.*, 2007), les *Bayesian changepoint analysis*

(Qian *et al.*, 2003, 2004) et la *nonparametric deviance reduction assessment* (King et Richardson, 2003; Qian *et al.*, 2003) pourraient être utilisés à cette fin. À notre avis, l'établissement de biocritères représente l'avenue de recherche la plus intéressante. Cette étude pourrait également permettre de confirmer les résultats obtenus par Lavoie *et al.* (2008a), soit que les valeurs d'IDEC diminuent de façon significative quand les concentrations en PT sont plus élevées qu'un niveau seuil variant entre 0,02 mg/L et 0,04 mg/L. Ce niveau seuil est comparable au niveau de 0,03 mg/L établi par le *Ontario Ministry of Environment and Energy* (OMOEE, 1994) et le MDDEP (MDDEP, 2008a) et a été retenu par Gangbazo *et al.* (2005) pour déterminer la capacité de support en PT des cours d'eau, telle que requise par la Loi 118 sur le développement durable (Éditeur officiel du Québec, 2006). Ce seuil correspond également à la frontière entre les conditions oligotrophe et mésotrophe d'eau proposée par Doods *et al.* (1998) pour les cours d'eau. Ceci suggère que l'IDEC pourrait être utilisé pour confirmer ou infirmer que le critère de qualité de l'eau est approprié, donc en définir un nouveau advenant que le critère actuel (0,03 mg/L) ne soit pas adéquat. L'IDEC pourrait ensuite être utilisé pour indiquer si les concentrations moyennes en nutriments respectent le critère de qualité de l'eau et si les cours d'eau ont atteint leur capacité de support maximale en PT. Ce projet est donc particulièrement pertinent pour les décideurs du ministère du MDDEP pour la prise de décisions en matière de restauration des rivières. L'établissement de ce seuil en PT permettrait également de compléter l'étude de Chambers *et al.* (2008) menée dans le cadre du projet Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales (INENA) dans laquelle les concentrations en PT qui produisent le plus grand changement dans les valeurs d'IDEC et du *Trophic Diatom Index* ont été identifiées à 0,032 mg/L de

PT pour le TDI et de 0,22 mg/L de PT pour l'IDEC pour l'ensemble des régions canadiennes. Toutefois, nous croyons nécessaire de reprendre ces analyses, car les échantillons prélevés au Québec pour établir les seuils en PT, dont le critère de qualité de l'eau en PT, ne provenaient que de huit sites d'échantillonnage. Ces seuils sont donc peu représentatifs de l'ensemble des conditions biologiques du Québec méridional. Il serait également intéressant d'établir un portrait de l'utilisation du sol et des pressions anthropiques caractérisant chaque classe de l'IDEC. Ceci permettrait d'identifier les principales causes d'altération des cours d'eau en déterminant pour chaque classe, par exemple, la proportion du bassin versant occupée par l'agriculture et les cultures dominantes.

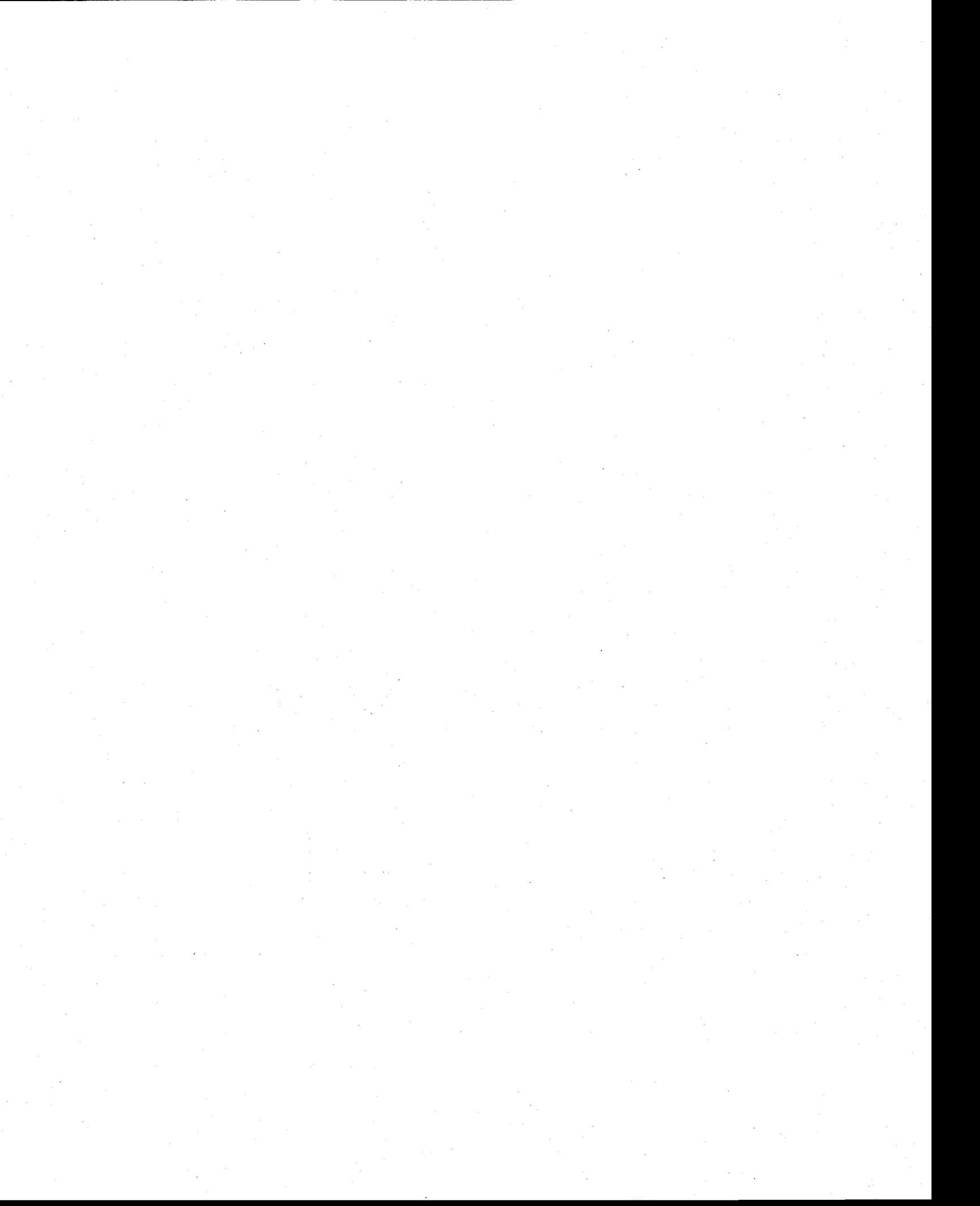
Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé (GIBSI)

L'évaluation de la performance de GIBSI pour simuler les valeurs d'IDEC serait plus adéquate si le nombre d'échantillons dont les valeurs physico-chimiques et d'IDEC connues était plus élevé. Dans cette étude, nous avons limité cette évaluation aux sites localisés dans le bassin versant de la rivière Beaurivage, uniquement parce que les trois sites à l'étude pour la simulation des effets de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) s'y trouvaient. De plus, en se basant sur les résultats de Lavoie *et al.* (2008a), il serait peut-être approprié de modifier le temps d'assimilation des valeurs physico-chimiques simulées par GIBSI pour la prédiction des valeurs d'IDEC, en fonction du niveau trophique des cours d'eau, puis d'évaluer l'impact de cette modification sur les résultats

de simulation. L'intégration de l'IDEC à GIBSI permet maintenant d'évaluer l'impact de pressions anthropiques, dont les PGB, sur l'intégrité biologique.

À la lumière des résultats obtenus dans cette étude, il serait intéressant d'identifier la proportion des superficies agricoles, ainsi que les seuils dans les concentrations physico-chimiques associées, permettant un changement significatif dans la structure des communautés de diatomées d'une rivière ayant une intégrité biologique sévèrement altérée (classe D), ce qui n'a pas été possible de déterminer dans cette étude. À l'inverse, il serait intéressant de déterminer les seuils (proportion des superficies agricoles et concentrations physico-chimiques) à atteindre pour qu'un bassin versant atteigne une intégrité biologique de référence (classe A). Il faudrait, pour cela, étendre l'étude à plusieurs autres sites afin d'obtenir une évaluation adéquate. Du point de vue physico-chimique, cela pourrait permettre une comparaison avec le seuil en PT obtenu dans cette étude (moins de 0,042 mg/L) pour atteindre la classe A, qui s'approche du seuil de 0,03 mg/L établi par le MDDEP (MDDEP, 2008a). L'évaluation des proportions des superficies agricoles nécessaires pour atteindre l'intégrité biologique de référence (classe A) pourrait être réalisée pour : (i) les proportions des superficies agricoles sans cultures intensives, afin de comparer avec le seuil de 22 % et moins obtenu dans cette étude; (ii) la proportion des terres agricoles dans son ensemble (cultures intensives et non intensives), afin de comparer avec le seuil de 10 % dans un bassin versant proposé par Patoine et Simoneau (2002) pour atteindre des concentrations de 0,03 mg/L en PT; (iii) les cultures intensives (cultures à grand interligne et à interligne étroit), afin de comparer avec le seuil de 5 % dans un bassin versant proposé par Gangbazo *et al.* (2005)

pour atteindre des concentrations de 0,03 mg/L en PT. Finalement, il serait intéressant d'évaluer l'impact des apports des usines d'épuration des eaux usées sur l'intégrité biologique, en effectuant des simulations amont-aval de celles-ci ou en évaluant l'effet de la distance d'un site par rapport à celles-ci. En somme, les possibilités d'étude sont nombreuses, notamment pour évaluer l'effet de certaines réglementations visant la protection ou la restauration des écosystèmes aquatiques. GIBSI constitue notamment un outil intéressant pour un projet telle l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales (INENA) mené au Canada qui avait pour but, entre autres, d'établir des normes de performance environnementale visant à réduire les risques associés à l'agriculture et à améliorer la gérance de l'environnement.



9. Bibliographie

Alhoniemi, E., Himberg, J., Parviainen, J., Vesanto, J. 1999. SOM Toolbox 2.0, a software library for Matlab 5 implementing the Self-Organizing Map algorithm. [online] <http://www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox/>.

Allen, T.F.H. et Starr, T.B. 1982. Hierarchy. Perspectives for ecological complexity. University of Chicago Press, Chicago.

Anderson, N.J. 2000. Diatoms, temperature and climatic change. *European Journal of Phycology*, 35: 307-314.

Archibalda, R.E.M. 1972. Diversity in some south African diatom associations and its relation to water quality, 6: 1229-1238.

Assemblée Nationale 2009. Projet de loi n° 27 affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection.

Atkinson, E.J. et Therneau, T.M. 2000. An introduction to recursive partitioning using the RPART routines. Technical Report number 61, Mayo Foundation, Rochester.

Bahls, L.L. 1993. Periphyton bioassessment methods for Montana streams. Montana Department of Health and Environmental Sciences, Helena, Montana.

Bailey, R.C., Norris, R.H. et Reynoldson, T.B. 2004. Bioassessment of Freshwater Ecosystems using the Reference Condition Approach. Kluwer Academic Publishers, Boston.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Griffith, G.E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J.S. et Bastian, M.L. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 185-211.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D. et Stribling, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of water, Washington, D.C. www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html.

Barbour, M.T., Stribling, J.B. et Karr, J.R. 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. In W.S. Davis, T.P. Simon (eds). *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, p. 63-77.

Battarbee, R.W., Cameron, N.G., Golding, P., Brooks, S.J., Switsur, R., Harkness, D., Appleby, P.G., Oldfield, F., Thompson, R., Monteith, D.T. et McGovern, A. 2001. Evidence for Holocene climatic variability from sediments of Scottish remote mountain lake. *Journal of Quaternary Science*, 16: 339-346.

Battarbee, R.W., Flower, R.J., Juggins, S., Patrick, S.T. et Stevenson, A.C. 1997. The relationship between diatoms and surface water quality in the Holandet area of Nord-Trøndelag, Norway. *Hydrobiologia*, 348: 69-80.

Bauernfeind, E. et Moog, O. 2000. Mayflies (Insecta : Ephemeroptera) and the assessment of ecological integrity: a methodological approach. *Hydrobiologia*, 422: 71-83.

Beisel, J.-N., Usseglio-Polatera, P. et Moreteau, J.C. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 422/423: 163-171.

- Beisner, B.E., Dent, C.L. et Carpenter, S.R. 2003. Variability of lakes on the landscape: Roles of 423 phosphorus, food webs, and dissolved organic carbon. *Ecology*, 84: 1563-1575.
- Berry, K.J., Kvamme, K.L. et Mielke, P.W.Jr. 1983. Improvements in the permutation test for the spatial analysis of the distribution of artifacts into classes. *American Antiquity*, 48: 547-553.
- Berryman, D. 1990. Sélection de nouveaux indicateurs de la qualité des cours d'eau du Québec. Ministère de l'environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, rapport no. QE-90-05, Envirodoq no. EN900140 QE/67/1.
- Biggs, B.J.F. 1990. Periphyton communities and their environments in New-Zealand rivers. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 24: 367-386.
- Biggs, B.J.F. et Gerbeaux, P. 1993. Periphyton development in relation to macro-scale (geology) and micro-scale (velocity) limiters in two gravel-bed rivers, New Zealand. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 27: 39-53.
- Biggs, B.J.F., Stevenson, R.J. et Lowe, R.L. 1998. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv für Hydrobiologie*, 143: 21-56.
- Biggs, B.J.F. et Stokseth, S. 1996. Hydraulic habitat suitability for periphyton in rivers. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12: 251-261.
- Biggs, B.J.F. et Thomsen, H.A. 1995. Disturbance of stream periphyton by perturbations in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance. *Journal of Phycology*, 3: 233-241.
- Bobée, B., Cluis, D., Goulet, M., Lachance, M., Potvin, L. et Tessier, A. 1977. Évaluation du réseau de la qualité des eaux, analyse et interprétation des données de la période 1967-1975, ministère des Richesses naturelles, Service de la qualité des eaux, Québec, rapport n° QE-20.
- Bode, R.W., Novak, M.A. et Abele, L.E. 1996. Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY.
- Bode, R.W., Novak, M.A., Abele, L.E., Heitzman, D.L. et Smith, A.J. 2002. Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State. Stream Biomonitoring Unit Bureau of Water Assessment and Management Division of Water NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY <http://www.dec.state.ny.us/website/dow/bwam/sbuqa02.pdf>
- Bolam, G.S. et Fernandes, T.F. 2002. The effects of macroalgal cover on the spatial distribution of macrobenthic invertebrates: the effect of macroalgal morphology. *Hydrobiologia*, 475/476: 437-448.
- Bothwell, M.L. 1988. Growth rate responses of lotic periphytic diatoms to experimental phosphorus enrichment: the influence of temperature and light. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45: 261-270.
- Bothwell, M.L. 1989. Phosphorus-limited growth dynamics of lotic periphytic diatom communities: areal biomass and cellular growth rate responses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 1293-1301.
- Bowman, M.F. et Somers, K.M. 2005. Considerations when using the reference condition approach for bioassessment of freshwater ecosystems. *Water Pollution Research Journal of Canada*, 40: 347-360.
- Bowman, M.F., Somers, K.M. et Reid, R.A. 2003. A simple method to evaluate whether a biological community has been influenced by anthropogenic activity. In K.S. Hedley, S. Roe, A.J. Niimi. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2510* (eds). Proceedings of the 30th Annual Aquatic Toxicity Workshop, 28 September-1 October, 2003, Ottawa, Ontario, p. 62-72.

- Bowman, M.F., Somers, K.M., Reid, R.A. et Scott, L.D. 2006. Temporal response of stream benthic macroinvertebrate communities to the synergistic effects of anthropogenic acidification and natural drought events. *Freshwater Biology*, 51: 768-782.
- Boyero, L. 2002. The effect of substrate texture on colonization by stream macroinvertebrates. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 39: 211-218.
- Brabec, K. et Szoszkiewicz, K. 2006. Macrophytes and diatoms : major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia*, 566: 175-178.
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine Learning*, 45: 5-32.
- Breiman, L. et Cutler, A. 2007. The randomForest package. Version 4.5-22. <http://stat-www.berkeley.edu/users/breiman/RandomForests>.
- Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A. et Stone, C.J. 1984. *Classification and Regression Trees*. Chapman and Hall, New-York.
- Brenden, T.O., Wang, L. et Su, Z. 2008. Quantitative Identification of Disturbance Thresholds in Support of Aquatic Resource Management. *Environmental Management*, 42: 821-32.
- Brosse, S. et Lek, S. 2000. Modelling roach (*Rutilus rutilus*) microhabitat using linear and nonlinear techniques. *Freshwater Biology*, 44:441-452.
- Brown, A.V., Aguila, Y., Brown, K.B. et Fowler, W.P. 1997. Response of benthic macroinvertebrates in small intermittent stream to sivicultural practices. *Hydrobiologia*, 347: 119-125.
- Campeau, S., Pienitz, R. et Hequette, A. 1999. Diatoms from the Beaufort Sea, southern Arctic Ocean (Canada). Modern analogues for reconstructing environments and relative sea levels. *Bibliotheca Diatomologica*, vol. 42.
- Canadian Council of Ministers of the environment (CCME) 2006. Developing biocriteria as a water quality assessment tool in Canada: Scoping assessment. www.ccme.ca/ourwork/water.html. PN 1350.
- Cao, Y., Bark, A.W. et Williams, W.P. 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia*, 341: 1-19.
- Carpenter, K.D. et Waite, I.R. 2000. Relation of habitat-specific algal assemblages to land use and water chemistry in the Willamette basin, Oregon. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64: 247-257.
- Cattaneo, A., Kerimian, T., Roberge, M. et Marty, J. 1997. Periphyton distribution and abundance on substrata different size along a gradient of stream trophy. *Hydrobiologia*, 354: 101-110.
- Cattaneo, A. et Prairie, Y.T. 1995. Temporal variability in the chemical characteristics along the Rivière de l'Achigan: how many samples are necessary to describe stream chemistry? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52: 828-835.
- Chambers, P.A., Brua, R.B., McGoldrick, D.J., Upsdell, B.L., Vis, C., Culp, J.M. et Benoy, G.A. 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.
- Cheruvilil, S.K., Soranno, A.P. et Madsen, J.D. 2001. Epiphytic Macroinvertebrates Along a Gradient of Eurasian Watermilfoil Cover. *Journal of Aquatic Plant Management*, 39: 67-72.

- Chételat, J., Pick, F.R., Morin, A. et Hamilton, P.B. 1999. Periphyton biomass and community composition in rivers of different nutrient status Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 56: 560-569.
- Clayton, J.S., Ehrlich, W.A., Cann, D.B., Day, J.H. et Marshall, I.B. 1978. Soils of Canada. 2 volumes. Research Branch, Department of Agriculture, Ottawa, Ontario.
- Commission européenne 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal Officiel, L327, 22/12/2000.
- Compin, A., Park, Y.-S., Lek, S. et Céréghino, R. 2005. Species spatial distribution and richness of stream insects in south-western France using artificial neural networks with potential use of biosurveillance. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). Modelling community structure in freshwater ecosystems, Springer, Berlin, p. 221-238.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science, 199: 1302-1309.
- Corkum, L.D. 1992. Relationships between density of macroinvertebrates and detritus in rivers. Archiv fur Hydrobiologie, 125: 149-166.
- Come, S.A., Carver, S.J., Kunin, W.E., Lennon, J.J. et van Hees, W.W.S. 2004. Comparing five modelling techniques for predicting forest characteristics. Journal of Aquatic Plant Management, 50: 259-276.
- Coste, M. 1982. Étude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Cemagref, Lyon, France.
- Coste, M., Tison, J. et Delmas, F. 2004. Flores diatomiques des cours d'eau : Proposition de valeurs limites du « Bon État » pour l'IPS et l'IBD. Document de travail-Unité de Recherche Qualité des Eaux-Cemagref Bordeaux, France.
- Cumming, B.F. et Smol, J.P. 1993. Development of diatom-based salinity models for paleoclimatic research from lakes in British Columbia (Canada). Hydrobiologia, 269/270: 179-196.
- Cummins, K.W. 1962. An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. The American Midland Naturalist, 67: 477-504.
- Cutler, D.R., Edwards, T.C. Jr., Beard, K.H., Cutler, A., Hess, K.T., Gibson, J. et Lawler, J.J. 2007. Random forests for classification in ecology. Ecology, 88: 2783-2792.
- CRAAQ 2003. Guide de référence en fertilisation. 1^{ère} Édition. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.
- CWAP 1998. Clean Water Action Plan: Restoring and Protecting America's Waters. <http://www.cleanwater.gov/action/overview.html>.
- Davies, P.E. 1994. Monitoring River Health Initiative River Bioassessment Manual. Freshwater Systems, Tasmania.
- Davies, S.P. et Jackson, S.J. 2006. The biological condition gradient: a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. Ecological Applications, 16: 1251-66.
- Davis, J.R. 1997. Revitalisation of a northcentral Texas river, as indicated by benthic macroinvertebrate communities. Hydrobiologia, 346: 95-117.
- Death, G.R. 2003. Spatial patterns in lotic invertebrate community composition: is substrate disturbance actually important? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 60: 603-611.

De'ath, G. 2002. Multivariate regression trees: a new technique for modelling species-environment relationships. *Ecology*, 83: 1105-1117.

De'ath, G. 2007. Boosted trees for ecological modelling and prediction. *Ecology*, 88: 243-251.

De'ath, G. et Fabricius, K. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81: 3178-3192.

De la Rey, P.A., van Rensburg, L. et Voslo, A. 2008. On the use of diatom-based biological monitoring Part 1: A comparison of the response of diversity and aut-ecological diatom indices to water quality variables in the Marico-Molopo River catchment. *Water SA*, 34: 61-70.

Dell'Uomo, A. 1996. Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. *Use of Algae for Monitoring Rivers II*, p. 65-72.

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

Denys, L. 1991a. A check-list of the diatoms in the holocene deposits of the Western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. I. Introduction, ecological code and complete list. Ministère des Affaires Economiques - Service Géologique de Belgique.

Denys, L. 1991b. A check-list of the diatoms in the holocene deposits of the Western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. II. Centrales. Ministère des Affaires Economiques - Service Géologique de Belgique.

Descy, J.P. 1980. Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. *La Pollution Des Eaux Continentales: Incidence Sur Les Biocénoses Aquatiques*, Éditions P. Pesson, Gauthier-Villars, Paris, 2e Édition.

Descy, J.P., Gerard, P., Darchambeau, F., Demol, T., Fauville, C., Gosselain, V., Lepieur, F. et Vanden Bossche, J.P. 2005. Définition des conditions de référence biologiques des rivières en Wallonie. Rapport final du Programme Intégré de Recherche Environnement-Eau-DGRNE, Belgique.

D'heyere, T., Goethals, P.L.M. et De Pauw, N. 2006. Genetic algorithms for optimisation of predictive ecosystems models based on decision trees and neural networks. *Ecological Modelling*, 195: 20-29.

Dixit, S.S., Smol, J.P., Charles, D.F., Hughes, R.M., Paulsen, S.G. et Collins, G.B. 1998. Assessing water quality changes in the lakes of the northeastern United States using sediment diatoms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 437-445.

Dixit, S.S., Keller, W., Dixit, A.S. et Smol, J.P. 2002. Diatom and chrysophyte transfer function and inferences of post-industrial acidification and recent recovery trends in Killarney lakes (Ontario, Canada). *Journal of paleolimnology*, 27: 79-96.

Doods, W.K., Jones, J.R. et Welch, E.B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32: 1455-1462.

Doods, W.K., Smith, V.H. et Lohman, K. 2002. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 865-874.

Duchemin, M., Rousseau, A.N., Lamontagne, L. et Villeneuve J.-P. 2001. Utilisation des technologies géomatiques pour spatialiser le facteur K d'érodabilité des sols du bassin versant de la rivière Chaudière, Québec. *Canadian Journal of Soil Science*, 81: 423-437.

Dufrène, M. et Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.

Éditeur officiel du Québec 2005. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables.

Éditeur officiel du Québec 2006. Loi sur le développement durable : Projet de loi n°118. Chapitre 3.

ESRI 1999. [computer software]. Version 8.0. ESRI, Redlands, California.

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

Feio, M.J., Reynoldson, T.B. et Graça, M.A.S. 2006. The influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 367-376.

Feminella, W.J. 2000. Correspondence between stream macroinvertebrates assemblages and 4 ecoregions of the southeastern USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 442-461.

Foody, G.M. 1999. Application of self-organising feature map neural network in community data analysis. *Ecological Modelling*, 120: 97-107.

Fore, L.S. et Grafe, C. 2002. Applied issues using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (U.S.A.). *Freshwater Biology*, 47: 2015-2037.

Frid, J.L.C., Harwood, K.G., Hall, S.J. et Hall, J.A. 2000. Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. *ICES Journal of Marine Sciences*, 57: 1303-1309.

Fulcher, C., Prato, T. et Barnett, Y.Z. 2005. Economic and Environmental Impact Assessment Using a Watershed Management Decision Support Tool. Working Paper, Center for Agricultural, Resource and Environmental Systems (CARES), University of Missouri - Columbia.

Gangbazo, G., Roy, J. et Le Page, A. 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.

Gangbazo, G., Vallée, P., Émond, C., Roy, J., Beaulieu, R. et Gagnon, E. 2006. Contrôle de la pollution diffuse d'origine agricole : quelques réflexions basées sur la modélisation de scénarios de pratiques agricoles pour atteindre le critère du phosphore pour la prévention de l'eutrophisation dans la rivière aux Brochets. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques en milieu terrestre.

Gergel, S.E., Turner, M.G. et Kratz, T.K. 1999. Dissolved Organic Carbon as an Indicator of the Scale of Watershed Influence on Lakes and Rivers. *Ecological Applications*, 9: 1377-90.

Gerritsen, J. 1995. Additive Biological Indexes for Resource-Management. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 451-57.

Gevrey, M., Dimopoulos, I. et Lek, S. 2003. Review and comparison of methods to study the contribution of variables in artificial neural network models. *Ecological Modelling*, 160: 240-264.

Gevrey, M., Park, Y.-S., Oberdorff, T. et Lek, S. 2005a. Predicting fish assemblages in France and evaluating the influence of their environmental variables. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). *Modeling community structure in freshwater ecosystems*, Springer, Berlin, p. 54-63.

Gevrey, M., Park, Y.-S., Verdonschot, P.F.M. et Lek, S. 2005b. Predicting Dutch macroinvertebrate species richness and functional feeding groups using five modelling techniques. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). Modeling community structure in freshwater ecosystems, Springer, Berlin, p. 158-166.

Gevrey, M., Rimet, F., Park, Y.-S., Giraudel, J.-L., Ector, L. et Lek, S. 2004. Water quality assessment using diatom assemblages and advanced modelling techniques. *Freshwater Biology*, 49: 208-220.

Gibson, G.R., Barbour, M.T., Stribling, J.B., Gerritsen, J. et Karr, J.R. 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.

Giraudel, J.L. et Lek, S. 2001. A comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecological Modelling*, 146: 329-339.

Godfrey, P.J. 1978. Diversity as a measure of benthic macroinvertebrate community response to water pollution. *Hydrobiologia*, 57: 111-122.

Gong, P., Pu, R. et Yu, B. 1997. Conifer species recognition: an exploratory analysis of in situ hyperspectral data. *Remote Sensing of Environment*, 62: 189-200.

Gosselain, V., Campeau, S., Gevrey, M., Coste, M., Ector, L., Rimet, F., Tison, J., Delmas, F., Park, Y.-S., Lek, S. et Descy, J.P. 2005. Diatom typology of low-impacted conditions at a multi-regional scale: combined results of multivariate analyses and SOM. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). Modeling community structure in freshwater ecosystems, Springer, Berlin, p. 317-342.

Grenier, M. 2005. Détermination des communautés phytobenthiques de référence et des objectifs de restauration des rivières du Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières.

Grenier, M., Campeau, S., Lavoie, I., Park, Y.-S. et Lek, S. 2006. Diatom reference communities and restoration goals for streams in Quebec (Canada), based on Kohonen Self-organizing maps and multivariate analyses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 2087-2106.

Grubaug, W.J., Wallace, B.J. et Houston, E.S. 1996. Longitudinal changes of macroinvertebrate communities along an Appalachian stream continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 896-909.

Håkansson, S. 1993. Numerical methods for the inference of pH variations in mesotrophic and eutrophic lakes in Southern Sweden - A progress report. *Diatom Research*, 8: 349-370.

Hall, R.I. et Smol, J.P. 1992. A weighted-averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentrations from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. *Freshwater Biology*, 27: 417-434.

Hambrook, J.A. 2002. Bioassessment of stream-water quality using benthic and planktonic algae collected along an urban intensity gradient in the Eastern Cornbelt Plains Ecoregion, Ohio, USA. *Journal of Phycology*, 38: 14-15.

Harper, D.M., Kemp, J.L., Vogel, B. et Newson, M.D. 2000. Towards the assessment of ecological integrity in running water of the United Kingdom. *Hydrobiologia*, 422/423: 133-142.

Hawkins, C.P. et Norris, R.H. 2000. Landscape classifications: aquatic biota and bioassessments. *Journal of North American Benthological Society*, 19: 367-571.

Hawkins, C.P., Norris, R.H., Gerritsen, J., Hughes, R.M., Jackson, S.K., Johnson, R.K. et Stevenson, R.J. 2000. Evaluation of the use of landscape classifications for the prediction of freshwater biota: synthesis and recommendations. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 541-556.

- Hébert, S. et Légaré, S. 2000. Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no ENV-2001-0141, rapport n° QE-123.
- Herbst, D.B. et Blinn, D.W. 1998. Experimental mesocosm of salinity effects on the benthic algal community of saline lake. *Journal of Applied Phycology*, 34: 772-778.
- Hill, W. 1996. Effects of light. In: *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. R.J. Stevenson, M.L. Bothwell, R.L. Lowe (eds.). Academic Press, San Diego, p. 121-148.
- Hill, M.O. et Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42: 47-58.
- Hill, H.B., Herlihy, T.A., Kaufman, R.P., Stevenson, J.R., McCormick, H.F. et Johnson, C.B. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society*, 13: 50-67.
- Hilsenhoff, W.L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomologist*, 20: 31-39.
- Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 65-68.
- Hofmann, G. 1994. Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica*, 30: 1-241.
- Horrigan, N., Bobbin, J., Recknagel, F. et Metzeling, L. 2005. Patterning, predicting stream macroinvertebrate assemblages in Victoria (Australia) using artificial neural networks and genetic algorithms. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). *Modeling community structure in freshwater ecosystems*, Springer, Berlin, p. 252-260.
- Hughes, R.M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In W. Davis, T. Simon (eds). *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, p. 31-47.
- Hughes, R.M., Larsen, D.P. et Omernik, J.E. 1986. Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Environmental Management*, 10: 629-635.
- Hunsaker, C.T. et Levine, D.A. 1995. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. *Bioscience*, 45: 193-203.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis on species diversity. *American Naturalist*, 113: 81-101.
- Iverson, L.R., Prasad, A.M. et Liaw, A. 2004. New machine learning tools for predictive vegetation mapping after climate change: bagging and random forest perform better than regression tree analysis. In *Landscape Ecology of Trees and Forests. Proceedings of the Twelfth Annual IALE (UK) Conference*, Cirencester, UK, 21-24 June 2004, p. 317-320.
- Johnson, R.K. 2000. RIVPACS and alternative statistical modeling techniques: accuracy and soundness of principles. In J.F. Wright, D.M. Sutcliffe, M.T. Furse, B.W. Kilgour, K.M. Somers, D.R. Barton (eds). *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK, p. 323-332.
- Johnson, R.K. 2001. Defining reference condition and setting class boundaries in ecological monitoring and assessment. Background Document, REFCOND project.

Johnson, L.B., Richards, C., Host, G. et Arthur, J.W. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwest stream ecosystems. *Freshwater Biology*, 37: 193-208.

Joy, M.K. et Death, R.G. 2005. Modelling of freshwater fish and macro-crustacean assemblages for biological assessment in New Zealand. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). *Modeling community structure in freshwater ecosystems*, Springer, Berlin, p. 76-89.

Karr, J.R. 1981. Assessment of biological integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21-27

Karr, J.R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41: 221-234.

Karr, J.R. et Dudley, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5: 55-68.

Kelly, M.G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Resources*, 32: 236-242.

Kelly, M., Bennion, H., Burgess, A., Ellis, J., Juggins, S., Guthrie, R., Jamieson, J., Adriaenssens, V. et Yallop, M. 2009. Uncertainty in ecological status assessments of lakes and rivers using diatoms. *Hydrobiologia*, 633: 5-15.

Kelly, M.G., Cazaubon, A., Coring, E., Dell'Uomo, A., Ector, L., Goldsmith, B., Guasch, H., Hürlimann, J., Jarlman, A., Kawecka, B., Kwandrans, J., Laugaste, R., Lindström, E.-A., Leitao, M., Marvan, P., Padišák, J., Pipp, E., Prygiel, J., Rott, E., Sabater, S., van Dam H. et Vizinet, J. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for the water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology*, 10: 215-224.

Kelly, M.G., Penny, G.J. et Whitton, B.A. 1995. Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river water quality. *Hydrobiologia*, 302: 179-188.

Kelly, M.G. et Whitton, B.A. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7: 433-444.

Kerans, B.L. et Karr, J.R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4: 768-785.

King, R.S. et Richardson, C.J. 2003. Integrating bioassessment and ecological risk assessment: an approach to developing numerical water-quality criteria. *Environmental Management*, 31: 795-809.

Kohonen, T. 1982. Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological Cybernetics*, 43: 59-69.

Kohonen, T. 2001. *Self-Organizing Maps*, third edition. Springer, Berlin.

Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds), *Subwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/1. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York.

Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 1988. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds), *Subwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/2. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York.

Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. 1991a. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds), *Subwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/3. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena.

- Krammer K. et Lange-Bertalot, H. 1991b. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnantheaceae Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. In Ettl, H., G. Grunertner, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds), Subwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York.
- KYDOW (Kentucky Division of Water) 1993. Methods for assessing biological integrity of surface waters. Kentucky Department of Environmental Protection, Frankfort, Kentucky. (Available from: Kentucky Department of Environmental Protection, 14 Reilly Road, Frankfort, Kentucky 40601 USA.).
- Lacoursière, S., Lavoie, I., Rodriguez, M.A. et Campeau, S. Modeling the response time of diatom assemblages to simulated water quality improvement and degradation in running waters. Soumis à Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Lacouture, R.V., Johnson, J.M., Buchanan, C. et Marshall, H.G. 2006. Phytoplankton index of biotic integrity for Chesapeake Bay and its tidal tributaries. *Estuaries and Coasts*, 29: 598-616.
- Laflamme, D. 1995. Qualité des eaux du bassin de la rivière Sainte-Anne, 1979 à 1994, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, rapport QE-104, Environdoq EN950627.
- Laflamme, D., Piché, I., Michaud, A., Bédard, Y., Trencia, G., Laroche, R., Champagne, L. et Gouin, J.-M. 1997. Situation environnementale du bassin de la rivière Boyer, ministère de l'environnement et de la faune, de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation en collaboration avec Saint-Laurent Vision 2000 et le groupe d'intervention pour la restauration de la Boyer.
- Lake, P.S., Bond, N. et Reich, P. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 52: 597-615.
- Laudon, H., Hedtjörn, J., Schelker, J., Bishop, K., Sørensen, R., Agren, A. 2009. Response of dissolved organic carbon following forest harvesting in a boreal forest. *Ambio*, 38: 381-386.
- Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P. 2006. A diatom-based index for the biological assessment of Eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 1793-1811.
- Lavoie, I., Darchambeau, F., Cabana, G., Dillon, P. et Campeau, S. 2008a. Are diatoms good integrators of temporal variability in stream water quality? *Freshwater Biology*, 53: 827-841.
- Lavoie, I., Dillon, P. et Campeau, S. 2008b. The effect of excluding diatom taxa and reducing taxonomic resolution on multivariate analysis and stream bioassessment. *Ecological Indicators*, 9: 213-225.
- Lavoie, I., Grenier, M., Campeau, S. et Dillon, P.J. (accepté). The Eastern Canadian Diatom Index (IDEC) Version 2.0: Including meaningful ecological classes and an expanded coverage area that encompasses additional geological characteristics. *Water Quality Research Journal of Canada (WQRJC-D-09-00031)*.
- Lavoie, I., Hamilton, P.B., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P.J. 2008c. Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada. Presses de l'Université du Québec.
- Lavoie, I., Vincent, W.F., Pienitz, R. et Painchaud, J. 2003. Effets du débit sur la dynamique temporelle des algues périphtiques dans une rivière influencée par les activités agricoles. *Revue des sciences de l'eau* 16: 887-909.
- Lawrence, R.L., Wood, S.D. et Sheley, R.L. 2006. Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (RandomForest). *Remote Sensing of Environment*, 100: 356-362.
- Lek, S., Dimopoulos, I. et Fabre, A. 1996. Predicting phosphorus concentration and phosphorus load from watershed characteristics using backpropagation neural networks. *Acta Ecologica*, 1: 43-53.

Lek, S. et Guégan, J.F. 1999. Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecological Modelling*, 120: 65-73.

Leland, H.V. 1995. Distribution of phytobenthos in the Yakima River basin, Washington, in relation to geology, land-use, and other environmental factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 1108-1129.

Leland, H.V., Brown, L.R. et Mueller, D.K., 2001. Distribution of algae in the Joaquin River, California, in relation to nutrient supply, salinity and other environmental factors. *Freshwater Biology*, 46: 1139-1167.

Leland, H.V. et Porter, S.D. 2000. Distribution of benthic algae in upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biology*, 44: 279-301.

Lenat, D.R. 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 222-233.

Lenoir, A. et Coste, M. 1996. Development of practical diatomic index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network. In B.A. Whitton, E. Rott (eds). *Use of Algae for monitoring Rivers II*, Institut für Botanik, Universität Innsbruck, p. 29-43.

Liaw, A. et Wiener, M. 2002. Classification and regression by randomForest. *R News*, 2/3: 18-22.

Liboriussen, L. et Jeppesen, E. 2009. Periphyton biomass, potential production and respiration in a shallow lake during winter and spring. *Hydrobiologia*, 632: 201-210.

Lougheed, V.L., Parker, C.A. et Stevenson, R.J. 2007. Using non-linear responses of multiple taxonomic groups to establish criteria indicative of wetland biological condition. *Wetlands*, 27: 96-109.

Lowe, R.L., Golladay, S.W. et Webster, J.R. 1986. Periphyton response to nutrient manipulation in streams draining clearcut and forested watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, 5: 221-229.

Lowe, R.L. et Laliberte, G.D. 1996. Benthic stream algae: distribution and structure. In F.R. Hauer, G.A. Lamberti (eds). *Methods in Stream Ecology*, Academic Press, San Diego.

Lydy, M.J., Crawford, C.G. et Frey, J.W. 2000. A comparison of selected diversity, similarity, and biotic indices for detecting changes in benthic-invertebrate community structure and stream quality. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 39: 469-479.

MacArthur, R.H. 1955. Fluctuations of animal populations and measure of community stability. *Ecology*, 36: 533-536.

Macauley, J.M., Summers, J.K. et Engle, V.D. 1999. Estimating the ecological condition of the estuaries of the gulf of Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 57: 59-83.

Maindonald, J. et Braun W.J. 2007. *Data analysis and graphics using R: an example-based approach*. Second edition. Cambridge University Press, U.S.A.

Maloney, K.O., Weller, D.E., Russell, M.J. et Hothorn, T. 2009. Classifying the biological condition of small streams: an example using benthic macroinvertebrates. *Journal of North American Benthological Society*, 28: 869-884.

Mandaville, S.M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters - Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols, (Project H-1) Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. <http://lakes.chebucto.org/H-1/tolerance.pdf>

- Manel, S. 1999. Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distributions: a case study with a Himalayan river bird. *Ecological Modelling*, 120: 337-347.
- Manel, S., Williams, C.H. et Ormerod, S.J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38: 921-931.
- Mann, D.G. et Droop, S.J.M. 1996. Biodiversity, biogeography and conservation of diatoms. *Hydrobiologia*, 336: 19-32.
- Margherita, F., Schneider S. et Melzerc, A. 2009. Macrophyte-based bioindication in rivers : A comparative evaluation of the reference index (RI) and the trophic index of macrophytes (TIM) *Limnologia. Ecology and Management of Inland Waters*, 39: 40-55.
- Marmion, M., Hjort, J., Thuiller, W. et Luoto, M. 2008. A comparison of predictive methods in modelling the distribution of periglacial landforms in Finnish Lapland. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33: 2241-2254.
- May, R.M. 1973. Stability in randomly fluctuating versus deterministic environments. *American Naturalist*, 107: 621-650.
- Mazor, R.D., Reynoldson, T.B., Rosenberg, D.M. et Resh, V.H. 2006. Effects of biotic assemblage, classification, and assessment method on bioassessment performance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 394-411.
- McCormick, P. et Cairns, J. 1994. Algal as Indicators of Environmental Change. *Journal of Applied Phycology*, 6: 509-526.
- McCormick, P.V. et Stevenson, R.J. 1998. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades. *Journal of Phycology*, 34: 726-733.
- McCune, B. et Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 4 [computer program]. MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- MDDEP 2008a. Critères de qualité de l'eau de surface. Direction du suivi de l'état de l'environnement, MDDEP, Québec.
- MDDEP 2008b. Guide de surveillance biologique des cours d'eau peu profonds à l'aide des macroinvertébrés benthiques, Québec, ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- Meilinger, P., Schneider, S. et Melzer, A. 2005. The Reference Index Method for the macrophyte-based assessment of rivers - a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology*, 90: 322-342.
- MENV 2002. Politique nationale de l'eau : l'eau, la vie, l'avenir. Ministère de l'Environnement du Québec. <http://www.MENV.gouv.qc.ca/publications/2002/ENV20020310.htm> (consulté le 01/11/2004).
- Merritt, R.W. et Cummins, K.W. 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America, Third edition. Kendall/ Hunt Publishing Co., Dubuque, Iowa.
- Mielke, P.W.Jr. 1984. Meteorological applications of permutation techniques based on distance functions. In P.R. Krishnaiah, P.K. Sen (eds). *Handbook of Statistics*, Elsevier Science Publisher, p. 813-830.
- Mielke, P.W.Jr. et Berry, K.J. 1982. An extended class of permutation techniques for matched pairs. *Communications in. Statistics-Theory and Methods*, 11: 1197-1207.

- Moisen, G.G. et Frescino, T.S. 2002. Conifer species recognition: an exploratory analysis of *in situ* hyperspectral data. *Ecological Modelling*, 157: 209-225.
- Moreau, J., Lek, S., Leelaprata, W., Sricharoendham, B. et Concepcion Villanueva, M. 2005. Comparison of various fitting techniques for predicting fish yield in Ubolratana reservoir (Thailand) from a time series data. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). *Modeling community structure in freshwater ecosystems*, Springer, Berlin, p. 90-99.
- Muggeo, V.M.R. 2003. Estimating regression models with unknown break-points. *Statistics in Medicine*, 22: 3055-71.
- Muradian, R. 2001. Ecological thresholds: a survey. *Ecological Economics*, 38: 7-24.
- Nelson, K.J., Hoagland, K.D. et Siegfried, B.D. 1999. Chronic effects of atrazine on tolerance of a benthic diatom. *Environmental Toxicology and chemistry*, 18: 1038-1045.
- Nicol, J.A.C. 1967. *The biology of marine animals*. Second edition. Wiley-Interscience, New York.
- Nijboer, R.C., Johnson, R.K., Verdonschot, P.F.M., Sommerhauser, M. et Buffagni, A. 2004. Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia*, 516: 91-105.
- Nerbonne, A.B. et Vondracek, B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management*, 28: 87-99.
- Norris, R.H. 1995. Biological monitoring: the dilemma of data analysis. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 440-450.
- Office International de l'Eau 2004. *La Directive Cadre Européenne sur l'Eau : Un nouveau cadre pour la gestion intégrée des bassins en Europe*. Présentation, Madrid, 22 novembre.
- Olden, J.D., Joy, M.K. et Death, R.G. 2004. An accurate comparison of methods for quantifying variable importance in artificial neural networks using simulated data. *Ecological Modelling*, 78: 389-397.
- Omernik, J.M. 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers*, 77: 118-125.
- Omernik, J.M. 1995. Ecoregions: A spatial framework for environmental management. In W.S. Davis, T.P. Simon (eds). *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, p. 49-62.
- Omernik, J.M. et Bailey, R.G. 1997. Distinguishing between watersheds and ecoregions. *Journal of the American Water Resources Association*, 33: 935-949.
- OMOEE 1994. *Water Management. Policies, Guidelines, Provincial Water Quality Objectives of the Ministry of Environment and Energy*. Ontario Ministry of Environment and Energy (OMOEE), Toronto.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P. et Stamatis, N. 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes model. *Mediterranean Marine Science Journal*, 2: 46-65.
- Palmer, M.W. 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology*, 74: 2215-2230.
- Pan, Y., Stevenson, R.J., Hill, B.H. et Herlihy, A. 2000. Ecoregion and benthic diatom assemblages in Mid-Atlantic Highlands streams, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 518-540.

- Pan, Y., Stevenson, R.J., Hill, B.H., Herlihy, A.T. et Collins, G.B. 1996. Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems: a regional assessment. *Journal of North American Benthological Society*, 15: 481-495.
- Pan, Y., Stevenson, R.J., Hill, B.H., Kaufmann, P.R., Herlihy et Alan T. 1999. Spatial patterns and ecological determinant of benthic algal assemblages in Mid-Atlantic streams, USA. *Journal Phycology*, 35: 460-468.
- Park, Y.-S. et Chung, Y.-J. 2006. Hazard rating of pine trees from a forest insect pest using artificial neural networks. *Forest Ecology and Management*, 222: 222-233.
- Park, Y.-S., Céréghino, R., Comping, A. et Lek, S. 2003. Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecological Modelling*, 146: 165-280.
- Park, Y.-S., Tison, J., Lek, S., Giraudel, J.-L., Coste, M. et Delmas, F. 2006. Application of a self-organizing map to select representative species in multivariate analysis: A case study determining diatom distribution patterns across France. *Ecological Informatics*, 1: 247-257.
- Park, Y.-S., Verdonshot, P.F.M., Chon, T.S., Gevrey, M. et Lek, S. 2005. Prediction of macroinvertebrate diversity of freshwater bodies by adaptative learning algorithms. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonshot, J. Descy, Y.S. Park (eds). *Modelling community structure in freshwater ecosystems*, Springer, Berlin, p 206-220.
- Parsons, M. et Norris, R.H. 1996. The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. *Freshwater Biology*, 36: 419-434.
- Patoine, M. et Simoneau, M. 2002. Impacts de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau des rivières au Québec. *Vecteur environnement*, 35: 61-66.
- Patrick, R. et Reimer, C.W. 1966. The diatoms of the United States. *Monographs the Academy of natural Sciences of Philadelphia*: 13 (1), 13 (2,1).
- Pedersen, C., Dubois, P. et Hinz, C. 2005. *MySQL 5. Certification Study Guide*. MySQL Press.
- Pelletier, L. et St-Onge, J. 1998. Le bassin de la rivière Chaudière: les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu. In ministère de l'environnement et de la Faune (eds). *Le bassin de la rivière Chaudière: l'état de l'écosystème aquatique-1996*. Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022, p. 4.1- 4.43.
- Perdiguero-Alonso, D., Montero, F.E., Kostadinova, A., Raga, J.A. et Barrett, J. 2008. Random forests, a novel approach for discrimination of fish populations using parasites as biological tags. *International Journal for Parasitology*, 38: 1425-1434.
- Peterson, G.P. et Stevenson, R.J. 1990. Post-spate development of epilithic algal communities in different current environments. *Canadian Journal of Botany*, 68: 2092-2102.
- Pik, A.J., Dangerfield, J.M., Bramble, R.A., Angus, C. et Nipperess, D.A. 2001. The use of invertebrates to detect small-scale habitat heterogeneity and its application to restoration practices. *Environmental Monitoring and Assessment*, 75: 179-199.
- Ponader, K.C., Charles, D.F. et Belton, T.J. 2007. Diatom-based TP and TN inference models and indices for biomonitoring nutrient enrichment of New Jersey streams. *Ecological Indicators*, 7: 79-93.
- Potapova, M.G. et Charles, D.F. 2002. Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography*, 29: 167-187.

- Potapova, M.G. et Charles, D.F. 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48: 1311-1328.
- Poulin, M., Hamilton, P.B. et Proulx, M. 1995. Catalogue des algues d'eau douce du Québec. *The Canadian Field-Naturalist*, 109: 27-110.
- Prygiel, J. et Coste, M. 1993. Utilisation des indices diatomiques pour la mesure de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie: bilan et perspectives. *Annis Limnology*, 29: 255-267.
- Prygiel, J. et Coste, M. 2000. Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées (IBD), NF T 90-354.
- Qian, S.S., King, R.S. et Richardson, C. J. 2003. Two statistical methods for the detection of environmental thresholds. *Ecological Modelling*, 166: 87-97.
- Qian, S.S., Pan, Y. et King, R.S. 2004. Soil total phosphorus threshold in the Everglades: a Bayesian changepoint analysis for multinomial response data. *Ecological Indicators*, 4: 29-37.
- Quilbé, R. et Rousseau, A.N. 2007. GIBSI: An integrated modelling system for watershedmanagement - Sample applications and current developments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11:1785-1795.
- Quinn, J.M., Cooper, A.B., Davies-Colley, R.J., Rutherford, J.C. et Williamson, R.B. 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand hill country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 3: 569-577.
- Quinn, J.M., Steele, G.L., Hickey, C.W. et Vickers, M.L. 1994. Upper thermal tolerances of twelve common New Zealand stream invertebrate species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 28: 391-397.
- R Development Core Team 2006. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienne, Autriche.
- Rabeni, C.F. 2000. Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of stream. *Hydrobiologia*, 422/423: 245-256.
- Raven, P.H., Evert, R.F. et Eichhorn, S.E. 1999. *Biology of plants*. Sixth Edition. W.H. Freeman and Company, New-York, USA.
- Rawer-Jost, C., Böhmer, J., Blank, J. et Rahmann, H. 2000. Macroinvertebrate functional feeding group methods in ecological assessment. *Hydrobiologia*, 422/423: 225-232.
- Reavie, E.D. et Smol, J.P. 1997. Diatom-based model to infer past littoral habitat characteristics in the St. Lawrence River. *Journal of Great Lakes Research*, 23: 339-348.
- Reavie, E.D. et Smol, J.P. 1998. Freshwater diatoms from the St. Lawrence River. *Bibliotheca Diatomologica*, 41: 1-137.
- Reavie, E.D. et Smol, J.P. 2001. Diatom-environmental relationships in 64 alkaline southeastern Ontario (Canada) lakes: a diatom-based model for water quality reconstructions. *Journal of paleolimnology*, 25: 25-42.
- Reed, J.M. 1998. A diatom-conductivity transfer function for Spanish salt lakes. *Journal of Paleolimnology*, 19: 399-416.
- Renberg, I. et Hellberg, T. 1982. The pH history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from the subfossil diatomflora of the sediments. *Ambio*, 11: 30-33.

- Rencher, A.C. 2002. *Methods of multivariate analysis*, Second edition. John Wiley and Sons, inc. New York.
- Resh, V.H. et Jackson, J.K. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In D.M. Rosenberg, V.H. Resh (eds). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman and Hall, New-York, p. 195-233.
- Resh, V.H., Rosenberg, D.M. et Reynoldson, T.B. 2000. Establishing reference conditions in the Fraser River catchment, British Columbia, Canada, using the BEAST (Benthic Assessment of Sediment) predictive model. In J.F. Wright, D.M. Sutcliffe, M.T. Furse (eds). *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques*, Freshwater Biological Association, Ambleside, UK, p. 181-194.
- Reyjol, Y., Compin, A., A-Ibarra, A. et Lim, P. 2003. Longitudinal diversity patterns in streams: comparing invertebrates and fish communities. *Archiv für Hydrobiologie*, 157: 525-233.
- Reynoldson, T.B. 1999. *CABIN (Réseau Canadien de Biosurveillance Aquatique) Manuel de terrain et de laboratoire de biosurveillance d'invertébrés*. Institut National de recherche sur les eaux. Environnement Canada.
- Reynoldson, T.B., Bailey, R.C., Day, K.E. et Norris, R.H. 1995. Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Australian Journal of Ecology*, 20: 198-219.
- Reynoldson, T.B., Norris, R.H., Resh, V.H., Day, K.E. et Rosenberg, D.M. 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*, 16: 833-852.
- Reynoldson, T.B., Rosenberg, D.M. et Resh, V.H. 2001. A comparison of models predicting invertebrate assemblages for biomonitoring in the Fraser River catchment, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 1395-1410.
- Reynoldson, T.B. et Wright, J.F. 2000. The reference condition: problems and solutions. In J.F. Wright, D.W. Sutcliffe, M.T. Furse (eds). *Assessing the biological quality of fresh water: RIVPACS and other techniques*, Freshwater Biological Association, Cumbria, p. 293-304.
- Richards, C. et Host, G. 1994. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach. *Water Resources Bulletin*, 30: 729-738.
- Richards, C., Johnson, L.B. et Host, G.E. 1996. Landscape scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 295-311.
- Rimet, F., Cauchie, H.M., Tudesque, L. et Ector, L. 2005. Use of artificial intelligence (MIR-max) and chemical index to define type diatom assemblages in Rhône basin and Méditerrananean region. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonshot, J. Descy, Y.S. Park (eds). *Modelling community structure in freshwater ecosystems*, Springer, Berlin, p. 288-303.
- Rimet, F., Druart, J.-C. et Anneville, O. 2009. Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). *Ecological Informatics*, 4: 99-110.
- Rimet, F., Gomà, J., Cambra, J., Bertuzzi, E., Cantonati, M., Cappelletti, C., Ciutti, F., Cordonier, A., Coste, M., Delmas, F., Tison, J., Tudesque, L., Vidal, H. et Ector, L. 2007. Benthic diatoms in western European streams with altitudes above 800 m: Characterisation of the main assemblages and correspondence with ecoregions. *Diatom Research*, 22: 147-188.

Robitaille, P. 1997. Qualité des eaux des bassins des rivières Maskinongé et du Loup, 1979 à 1996, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN970057, rapport n° QE-107.

Robitaille, P. 2000. Qualité des eaux du bassin de la rivière Etchemin, 1979-1999. Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, secteur milieu aquatique, envirodoc n° ENV2001-051, rapport n° QE-125.

Rogan, J., Franklin, J., Stow, D., Miller, J., Woodcock, C. et Roberts, D. 2008. Mapping land-cover modifications over large areas: a comparison of machine learning algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 112: 2272-2283.

Rogers, C.F. et Wasson, J.G. 1997. Cadastre géographique de la structure et de la dynamique physique des hydrosystèmes du bassin rhodanien français : l'approche Hydro-écorégions. Communication présentée au Séminaire G.I.P. Hydrosystèmes « Journée du Rhône » le 27/03/97 à la direction régionale du CNRS Rhône-Alpes, 60100 Villeurbanne, France.

Rosemond, A.D. 1993. Interactions among irradiance, nutrients, and herbivores constrain a stream algal community. *Oecologia*, 94: 585-594.

Rosemond, A.D., Mulholland, P.J. et Brawley, S.H. 2000. Seasonally shifting limitation of stream periphyton: response of algal populations and assemblage biomass and productivity to variation in light, nutrients and herbivores. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 66-75.

Rosenberg, D.M. et Resh, V.H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In D.M. Rosenberg, V.H. Resh (eds). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, London, p.1-9.

Rosenberg, D.M. et Resh, V.H. 1996. Use of aquatic insects in biomonitoring. In R.W. Merritt, K.W. Cummins (eds). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, Third Edition, Kendall/Hunt Publishing Company.

Rosenberg, D.M., Reynoldson, T.B. et Resh, V.H. 1999. Establishing reference conditions for benthic invertebrate monitoring in the Fraser River Catchment, British Columbia, Canada. DOE-FRAP 1998-32. Environment Canada, Vancouver, British Columbia.

Rothfritz, H., Jüttner, I., Suren, A.M., et Ormerod, S.J. 1997. Epiphytic and epilithic diatom communities along environmental gradients in the Nepalese Himalaya: implications for the assessment of biodiversity and water quality. *Archiv für Hydrobiologie*, 138: 465-482.

Rott, E., Duthie, H.C. et Pipp, E. 1998. Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1443-1453.

Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P. et Pipp E. 1997. Indikationslisten für aufwuchsalgen in Österreichischen fließgewässern. Teil 1: Saprobien Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien.

Round, F.E. 1981. *The ecology of Algae*. Cambridge University Press, Cambridge.

Round, F.E. 1991. Diatoms in river water-monitoring studies. *Journal of Applied Phycology*, 3: 129-145.

Rousseau 2008. Mémoire sur le Projet de loi no 92. Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection. Rapport R-1012. INRS-ETE. Québec, PQ.

- Rousseau, A.N., Mailhot, A., Quilbé, R. et Villeneuve, J.-P. 2005. Information technologies in the wider perspective: integrating management functions across the urban-rural interface. *Environmental Modelling & Software*, 20: 443-455.
- Rousseau, A.N., Mailhot, A., Turcotte, R., Duchemin, M., Blanchette, C., Roux, M., Etong, N., Dupont, J. et Villeneuve, J.P. 2000. GIBSI - An integrated modelling system prototype for riverbasin management. *Hydrobiologia*, 422/423: 465-475.
- Rousseau, A.N., Savary, S., Tremblay, S., Thomassin, P., Baker, L., Rivest, S., Larue, B., Ghazalian, P. et van Bochove, É. 2009. Développement du système de modélisation intégrée GIBSI (économie-hydrologie) et Évaluation de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) à l'échelle des bassins hydrographiques Bras d'Henri et Beaurivage, Québec. Rapport final présenté à Agriculture et Agroalimentaire Canada et Canards Illimité Canada. Rapport N° R-910-F.
- Rumelhart, R.E., Hinton, R.J. et Williams, R.J. 1986. Learning representations by back-propagating error. *Nature*, 323: 533-536.
- Saint-Jacques, N. et Richard, Y. 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. In ministère de l'Environnement et de la Faune (eds). *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique – 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq no EN980022, p. 6.1-6.41.
- Saros, J.E. et Fritz, S.C. 2000. Changes in the growth rates of saline-lake diatoms in response to variation in salinity, brine type and nitrogen form. *Journal of Plankton Research*, 22: 1071-1083.
- Savary, S. et Rousseau, A.N. 2009a. Reference scenario for the evaluation of beneficial management practices on the Beaurivage watershed (Quebec, Canada) using the GIBSI integrated modeling system. Article Article soumis le 4/12/2009 au Transactions of ASABE).
- Savary, S. et Rousseau, A.N. 2009b. Evaluation of BMPs on the Beaurivage watershed (Quebec, Canada) using the GIBSI integrated modeling system: Impacts on overland and in-stream loads of sediments and nutrients as well as probabilities of exceeding water quality standards. (Article soumis le 4/12/2009 au Transactions of ASABE).
- Schiefele, S. et Schreiner, C. 1991. Use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria. In B.A. Whitton, E. Rott, G. Friedrich (eds). *Use of algae for monitoring rivers*, Institut für Botanik, Innsbruck, p. 103-110.
- Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science*, 184: 897-899.
- Schwartz, L.N. et Gruendling, G.K. 1985. The effects of sewage on a Lake Champlain wetland. *Journal of Freshwater Ecology*, 3: 35-46.
- Sedana, I.P. 1987. Development of benthos and its relationship to fish production in ponds with organic loading. Ph.D. dissertation. Auburn University, Auburn, AL.
- Sedano, F., Gómez, D., Gong, P. et Biging, G.S. 2008. Tree density estimation in a tropical woodland ecosystem with multiangular MISR and MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 112: 2523-2537.
- Shannon, C.E. et Weaver, W. 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Sharma, S., Walker, S.C. et Jackson, D.A. 2008. Empirical modelling of lake water-temperature relationships: a comparison of approaches. *Freshwater Biology*, 53: 897-911.

Simboura, N., Panayotidis, P. et Papathanassiou, E. 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion: The case of Saronikos Gulf. *Ecological Indicators*, 5: 253-266.

Simpson, J.C. et Norris, R.H. 2000. Summarising, presenting and interpreting outputs from RIVPACS and AUSRIVAS. In J.F. Wright, D.W. Sutcliffe, M.T. Furse (eds). *Assessing the biological quality of freshwater: RIVPACS and other techniques*, Freshwater Biological Association, Cumbria, p. 305-310.

Sladeczek, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Ergebnisse Der Limnologie*, 7: 1-128.

Simpson, G.L., Shilland, E.M., Winterbottom, J.M. et Keay, J. 2005. Defining reference conditions for acidified waters using a modern analogue approach. *Environmental Pollution*, 137: 119-133.

Sladeczek, V. 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimical Hydrobiology*, 14: 555-566.

Smol, J.P. et Cumming, B.F. 2000. Tracking long-term changes in climate using algal indicators in lake sediments. *Journal of Phycology*, 36: 986-1011.

Snoeijs, P. 1994. Distribution of epiphytic diatom species composition, diversity and biomass on different macroalgal hosts along seasonal and salinity gradients in the Baltic sea. *Diatom Research*, 9: 189-211.

Snyder, E.B., Robinson, C.T., Minshall, G.W. et Rushforth, S.R. 2002. Regional patterns in periphyton accrual and diatom assemblage structure in a heterogeneous nutrient landscape. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 564-577.

Soininen, J., Paavola, R. et Muotka, T. 2004. Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental and spatial gradients. *Ecography*, 27: 330-342.

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

Southerland, M.T. et Stribling, J.B. 1995. Status of biological criteria development and implementation. In W.S. Davis, T.P. Simon (eds). *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, p. 81-96.

Sponseller, R.A., Benfield, E.F. et Valett, H.M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46: 1409-1424.

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

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

Steinberg, C. et Schiefele, S. 1988. Biological indication of trophy and pollution of running waters. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch*, 21: 227-234.

Steiner, C.F., Long, Z.T., Krumins, J.A. et Morin, P.J. 2006. Population and community resilience in multitrophic communities. *Ecology*, 87: 996-1007.

Steinman, A.D. et McIntire, C.D. 1987. Effects of irradiance on the community structure and biomass of algal assemblages in laboratory streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 1640-1648.

- Stelzer, R.S. et Lamberti, G.A. 2001. Effects of N:P ratio and total nutrient concentration on stream periphyton community structure, biomass, and elemental composition. *Limnology and Oceanography*, 46: 356-367.
- Stevenson, R.J. 1997. Scale-dependant determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *Journal of North American Benthological Society*, 16: 248-62.
- Stevenson, R.J. et Hashim, S. 1989. Variation in diatom community structure among habitats in sandy streams. *Journal of Phycology*, 25: 678-686.
- St-Onge, J. 1999. Le bassin de la rivière Yamaska: les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu. In ministère de l'Environnement (eds). *Le bassin de la rivière Yamaska: état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14, section 5.
- St-Onge, J. et Richard, Y. 1994. Les communautés benthiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux. Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la faune du Québec, Envirodoq n° EN940241, rapport n° QE-88.
- Storey, R.G. et Cowley, D.R. 1997. Recovery of three New-Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. *Hydrobiologia*, 353: 63-76.
- Suren, A. 2009. Freshwater Invertebrates of Mangarakau wetland NIWA. Mangarakau algae.
- Sylvestre, S., Fluegel, M. et Tuominen, T. 2005. Benthic invertebrate assessment of streams in the Georgia Basin using the reference condition approach: expansion of the Fraser River invertebrate monitoring program 1998-2002. EC/GB/04/81. Environment Canada, Vancouver, British Columbia.
- Ter Braak, C.J.F. et Smilauer, P. 1998. CANOCO reference manual and user's guide to CANOCO for Windows: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, N.Y.
- Ter Braak, C.J.F. et Smilauer, P. 2002. Reference Manual and User's Guide to CANOCO for Windows (version 4.5), Center for Biometry, Wageningen.
- Ter Braak, C.J.F. et van Dam H. 1989. Inferring pH from Diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia*, 178: 209-223.
- Termansen, M., McClean, C.J. et Preston, C.D. 2006. The use of genetic algorithms and Bayesian classification to model species distributions. *Ecological Modelling*, 192: 410-424.
- Tetra Tech for U.S. Environmental Protection Agency (EPA) 2000. A stream condition index for west Virginia wadeable streams. U. S. EPA Region 3 Environmental Services Division, and U. S. EPA Office of Science and Technology, Office of Water.
- The Mathworks Inc. 2001. MATLAB Version 6.1, Massachusetts.
- Tison, J., Coste, M. et Delmas, F. 2005a. Flores diatomiques des cours d'eau : proposition de valeurs limites du « Bon Etat » pour l'IPS et l'IBD. Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, Direction de l'Eau.
- Tison, J., Giraudel, J.-L., Park, Y.-S., Coste, M. et Delmas, F. 2005b. Classification of stream diatom communities using a self-organizing map. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonchot, J. Descy, Y.S. Park (eds). *Modeling community structure in freshwater ecosystems*, Springer, Berlin, p. 304-316.
- Tison, J., Park, Y.-S., Coste, M., Wasson, J.G., Rimet, F., Ector, L. et Delmas, F. 2007. Predicting diatom reference communities at the French hydrosystem scale: A first step towards the definition of the good ecological status. *Ecological Modelling*, 203: 99-108.

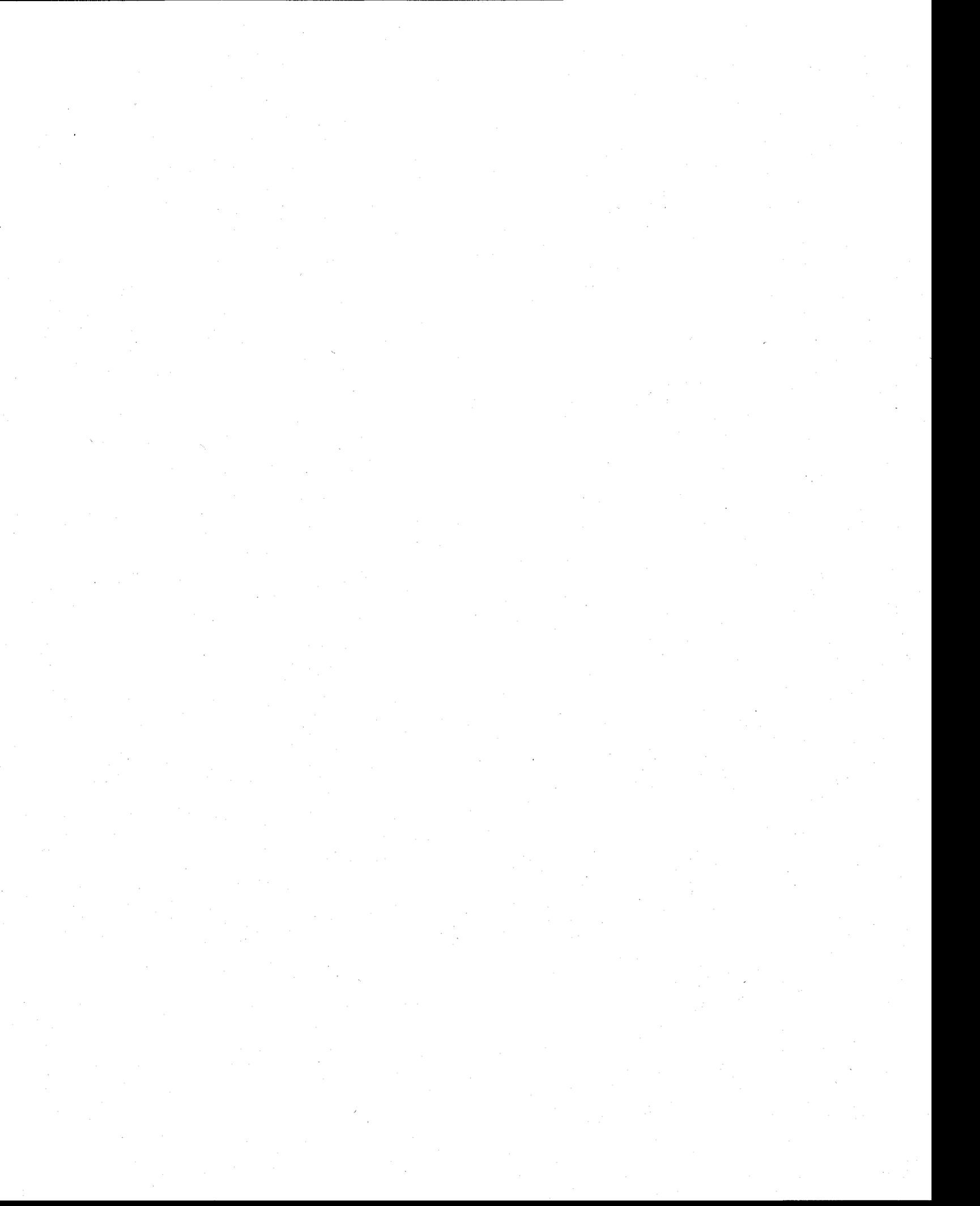
- Toms, J.D. et Lesperance, M.L. 2003. Piecewise regression: a tool for identifying ecological thresholds. *Ecology*, 84: 2034-2041.
- Tornés, E., Cambra, J., Gomà, J., Leira, M., Ortiz, R. et Sabater, S. 2007. Indicator taxa of benthic diatom communities: a case study in Mediterranean streams. *Annals of Limnology- International journal of Limnology*, 43: 1-11.
- Townsend, R.C., Arbuckle, J.C., Crowl, A.T. et Scarsbrook, M.R. 1997. The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach. *Freshwater Biology*, 37: 177-191.
- Treguer, P., Nelson, D.M., Van Bennekom, A.J., DeMaster, D.J., Leynaert, A. et Queguiner, B. 1995. The silica balance in the world ocean: as reestimate. *Science*, 268: 375-379.
- Turgeon, K. et Rodriguez, M.A. 2005. Predicting microhabitat selection in juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* by the use of logistic regression and classification trees. *Freshwater Biology*, 50: 539-551.
- Ultsch, A. 1993. Self-organizing neural networks for visualizing and classification. In O. Opitz and B. Lausen, R. Klar (eds). *Information and classification*, Springer-Verlag, Berlin, Germany, p. 307-313.
- Ultsch, A. et Moerchen, F. 2005. ESOM-Maps: tools for clustering, visualization, and classification with Emergent SOM, Technical Report Dept. of Mathematics and Computer Science, University of Marburg, Germany, No. 46.
- Underwood, G.J., Phillips, J. et Saunders, K. 1998. Distribution of estuarine benthic diatom species along salinity and nutrient gradients. *European Journal of Phycology*, 33: 173-183.
- USEPA 2000. Ambient water quality criteria recommendations: information supporting the development of state and tribal nutrient criteria for rivers and streams in nutrient ecoregion XIV. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria division, Washington, D.C.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P. et Tachet, H. 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia*, 422/423: 153-162.
- Van Dam, H. 1982. On the use of measures of structure and diversity in applied diatoms ecology. *Nova Hedwigia*, 73: 97-115.
- Van Dam, H., Mertens, A. et Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28: 117-133.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. et Cushing, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Villeneuve, J.P., Blanchette, C., Duchemin, M., Gagnon, J.F., Mailhot, A., Rousseau, A.N., Roux, M., Tremblay, J.F. et Turcotte, R. 1998. Rapport Final du Projet GIBSI : Gestion de l'Eau des Bassins Versants à l'Aide d'un Système Informatisé. Mars 1998 : Tome 1. R-462. INRS-Eau, Sainte-Foy.
- Vincent, J.S. 1989. Le Quaternaire du sud-est du Bouclier canadien. In R.J. Fulton (eds). *Le Quaternaire du Canada et du Groenland*, Vol. 1, Ottawa, Ontario. Chapitre, 3.
- Vis, C., Cattaneo, A. et Hudon, C. 1998a. Periphyton as an indicator of water quality in the St Lawrence River (Quebec, Canada). *Environmental-Pollution*, 101: 13-24.
- Vis, C., Cattaneo, A. et Hudon, C. 1998b. Periphyton in the clear and colored water masses of the St. Lawrence River (Quebec, Canada): A 20-year overview. *Journal of Great Lakes Research*, 24: 105-117.

- Wang, L., Robertson, D.M. et Garrison, P.J. 2007. Linkages between nutrients and assemblages of macroinvertebrates and fish in wadeable streams: Implication to nutrient criteria development. *environmental management*, 39: 194-212.
- Wang, Y.-K., Stevenson, R.J. et Metzmeier, L. 2005. Development and evaluation of a diatom-based Index of Biotic Integrity for the Interior Plateau Ecoregion, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 990-1008.
- Wasson, J.G., Chandesris, A. et Pella, H. 2002. Définition des hydro-écorégions de France métropolitaine. Approche régionale de typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. Rapport Cemagref Lyon BEA/LHQ et MATE/DE.
- Wasson, J.G., Chandesris, A., Pella, H. et Souchon, Y. 2001. Définition des hydroécorégions françaises. Méthodologie de détermination des conditions de référence au sens de la Directive cadre pour la gestion des eaux. Rapport de la phase 1, Cemagref, Lyon.
- Watanabe, T., Asai, K. et Houki, A. 1990. Numerical simulation of organic pollution in flowing waters. In P.N. Cheremisinoff (eds). *Encyclopedia of environmental control technology*, Vol. 4. Hazardous waste containment and treatment, Gulf Publishing Company, Houston, Texas, p. 251-281.
- Watzin, C.M. et McIntosh, A.W. 1999. Aquatic ecosystems in agricultural landscapes: a review of ecological indicators and achievable ecological outcomes. *Journal of soil and water conservation*, 54: 636-644.
- Weatherly, N.S., Lloyd, E.C., Rundle, S.D. et Ormerod, S.J. 1993. Management of conifer plantations for the conservation of stream macroinvertebrates. *Biological Conservation*, 63: 171-176.
- Wilkinson, L. 1999. *Systat 9: Statistics II*. Chicago.
- Williams, J.N., Seo, C.W., Thorne, J., Nelson, J.K., Erwin, S., O'Brien, J.M. et Schwartz, M.W. 2009. Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions*, 15: 565-576.
- Winter, J.G., Dillon, P.J., Paterson, C., Reid, R.A. et Somers, K.M. 2003. Impact of golf course construction and operation on headwater streams: bioassessment using benthic algae. *Canadian Journal of Botany*, 81: 848-858.
- Winter, J.G. et Duthie, H.C. 2000. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 32-49.
- Wright, J.F., Furse, M.T. et Armitage, P.D. 1993. RIVPACS: A technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. *European Water Pollution Control*, 3: 15-25.
- Wright, J.F., Moss, D., Armitage, P.D. et Furse, M.T. 1984. A preliminary classification of running water-sites in Great-Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, 14: 221-256.
- Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. et Furse, M.T. 2000. Assessing the biological quality of freshwaters: RIVPACS and similar Techniques. *Freshwater Biological Association, Ambleside*. U.K.
- Wunsam, S., Cattaneo, A. et Bourassa, N. 2002. Comparing diatom species, genera and size in biomonitoring: a case study from streams in the Laurentians (Quebec, Canada). *Freshwater Biology*, 47: 325-340.
- Xu, F.L., Jorgensen, S.E. et Tao, S. 1998. Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecological Modelling*, 116: 77-106.

Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D. et Anderson, W.P. 1995. AgNPS version 5.0: Agricultural Non point Source Pollution Model. USDA Agricultural Research Service. North Central Soil Conservation Research Laboratory, Morris, Minnesota, United States.

Ziemann, H. 1971. Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. *Limnologica*, 8: 505-525.

Ziemann, H. 1991. Veränderungen der Diatomeenflora der Werra unter dem Einfluss des Salzgehaltes. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 19: 159-174.



Annexe I : Description détaillée des territoires à l'étude

Chapitre 4 : Territoire couvert par l'échantillonnage des macroinvertébrés

Le territoire à l'étude pour l'objectif 1 se localise dans deux écorégions du Québec : les Basses-terres du Saint-Laurent (BT) et les Appalaches (AP). Ce territoire couvre uniquement la région naturelle de la Plaine du moyen Saint-Laurent qui est située dans la partie nord-est des BT. La roche-mère sédimentaire de cette région date surtout des périodes ordovicienne et cambrienne. Elle est principalement composée de roches argileuses (schiste, shales) et de roches siliceuses (grès, quartzite, conglomérat) (Bobée *et al.*, 1977). La roche-mère a d'abord été recouverte de till glaciaire, eux-mêmes recouverts surtout par un épais dépôt marin et fluvio-glaciaire. Cette région est plus densément peuplée que les AP et est caractérisée par une agriculture intensive. Les cours d'eau à l'étude y ont généralement des concentrations élevées en nutriments, une forte conductivité et une turbidité élevée (Tableau 9.1). Certains cours d'eau à l'étude dans cette région des BT affichent une plus grande concentration en carbone organique dissous, possiblement d'origine naturelle, en raison de la présence de milieux humides dans leur bassin versant. Ces concentrations s'observent surtout dans le bassin de la rivière du Chêne, situé dans la partie sud-est de la région.

La région à l'étude couvre uniquement la région naturelle des Plateaux d'Etrie-Beauce, une zone de bas-plateaux située dans le sud-ouest canadien des AP. Tout comme l'ensemble des AP, les formations rocheuses de cette région comprennent des roches sédimentaires de l'Ordovicien, du Silurien et du Dévonien, dont plusieurs sont des roches

argileuses métamorphisées (schistes, ardoises) et siliceuses (grès, quartzite, conglomérat). Étroitement associées à ces roches sédimentaires, on rencontre des roches ignées intrusives (volcaniques; ex. roches mafiques) du même âge (Bobée *et al.*, 1977). La roche-mère est surtout recouverte par du till glaciaire. Les bas-plateaux sont également altérés par l'agriculture, surtout l'élevage, mais dans une proportion moindre que les BT. Les cours d'eau à l'étude ont généralement un faible niveau de nutriments, de conductivité et de turbidité (Tableau 9.1).

Tableau 9.1 : Valeurs minimales, maximales, médianes et moyennes pour la physico-chimie des cours d'eau de la Plaine du moyen Saint-Laurent et des Plateaux d'Estrie-Beauce (Québec, Canada).

Description	Plaine du moyen Saint-Laurent				Plateaux d'Estrie-Beauce			
	Min.	Médiane	Moyenne	Max.	Min.	Médiane	Moyenne	Max.
Alcalinité (mg/L)	3,30	76,00	76,23	170,00	3,40	24,55	26,61	66,00
Carbone organique dissous (mg/L)	4,00	6,60	8,02	19,30	3,00	5,80	6,49	14,80
Conductivité (μ S/cm)	30,00	309,00	317,47	640,00	24,00	74,50	90,00	244,00
Azote total (mg/L)	0,37	3,10	2,98	6,20	0,00	0,41	0,44	1,32
Oxygène dissous (mg/L)	8,00	11,00	11,26	14,00	8,00	10,00	10,20	13,00
pH	7,00	8,60	8,45	9,00	5,90	7,40	7,35	8,00
Phosphore total (mg/L)	0,01	0,03	0,03	0,07	0,01	0,01	0,01	0,03
Solides en suspension (mg/L)	1,00	3,00	3,36	7,00	0,00	1,45	1,79	7,00
Température (°C)	15,00	20,00	20,16	29,00	14,00	18,00	17,90	22,00
Turbidité (UNT)	2,40	7,10	13,45	61,00	0,50	1,75	3,21	19,00

Chapitres 5 à 7 : Territoire couvert par l'échantillonnage des diatomées

Le territoire à l'étude dans les objectifs 2 à 4 couvre les trois écorégions du Québec méridional : les Appalaches (AP), le Bouclier canadien (BC) et les Basses-terres du Saint-Laurent (BT). La partie méridionale du BC se compose de roches ignées acidophiles et métamorphiques (granite, gneiss, migmatites, etc.) recouvertes par du till

glaciaire non calcaireux et peu argileux (Vincent, 1989). Le BC est formé d'un réseau hydrographique complexe de lacs, tourbières, marais, cours d'eau et rivières. Ces bassins versants sont principalement recouverts par la forêt boréale de conifères et de sols composés de podzols humo-ferriques (Clayton *et al.*, 1978). La partie méridionale du BC est également une zone de transition de la forêt boréale à la forêt mixte. Les cours d'eau échantillonnés dans le BC ont généralement un faible niveau de nutriments, de conductivité et de turbidité et ont un pH circumneutre (Tableau 9.2).

Les BT sont une région de plaines composée de roches carbonatées (calcaire), argileuses (schiste, mudrock) et siliceuses (grès, quartzite, conglomérat), datant surtout des périodes ordovicienne et cambrienne. La roche mère est couverte par des tills glaciaires, eux-mêmes recouverts surtout par un épais dépôt marin et fluvio-glaciaire post-glaciaire formant des sols fertiles. Les BT sont la région la plus polluée du Québec, caractérisée par une agriculture intensive et la présence des grands centres urbains. Les cours d'eau échantillonnés dans les BT ont généralement un niveau élevé de nutriments, de conductivité et de turbidité et ont des pH alcalins (Tableau 9.2). Ces cours d'eau présentent un gradient de conditions allant de faiblement altérées à très altérées, dont les cours d'eau les plus altérés se localisent surtout dans la région naturelle de la Plaine du haut Saint-Laurent.

Localisées dans la région sud-est du Canada, les AP sont une région à la géologie complexe avec de faibles reliefs arrondis. Les AP se composent de roches sédimentaires datant de l'Ordovicien, du Silurien et du Dévonien, dont plusieurs sont des roches

argileuses métamorphisées (schistes, ardoises) et siliceuses (grès, quartzite, conglomérat), ainsi que de roches ignées intrusives (volcaniques; ex. roches mafiques) du même âge (Bobée *et al.*, 1977), recouvertes par des tills glaciaires. Cette région est également altérée par l'agriculture, mais à un moindre niveau. Les cours d'eau échantillonnés dans les AP ont généralement un niveau intermédiaire de nutriments, de conductivité et de turbidité et ont des pH circumneutres et alcalins (Tableau 9.2). Les Plateaux d'Etrie-Beauce est la région naturelle des AP qui présente les concentrations les plus élevées en carbone organique dissous, dues à la présence de milieux humides dans certains bassins versants.

Plusieurs cours d'eau prennent naissance dans le BC ou les AP et se terminent dans les BT. Par conséquent, la physico-chimie de l'eau de quelques cours d'eau coulant à travers les BT reflète les caractéristiques de l'écorégion en amont. Ceci est particulièrement vrai pour les larges rivières de la rive nord du fleuve Saint-Laurent.

Tableau 9.2 : Valeurs médianes, premier et troisième quartiles pour la physico-chimie des cours d'eau des trois écorégions du Québec méridional (Québec, Canada).

Description	Bouclier canadien			Basses-terres du Saint-Laurent			Appalaches		
	Q1	M	Q3	Q1	M	Q3	Q1	M	Q3
Phosphore total (mg/L)	0,015	0,017	0,020	0,026	0,051	0,131	0,022	0,024	0,036
Azote totale (mg/L)	0,182	0,210	0,258	0,330	0,633	1,353	0,275	0,410	0,560
Chlorophylle a (mg/m ³)	1,9	2,5	2,8	3,4	7,3	13,9	2,8	4,2	7,9
pH	7,1	7,3	7,3	7,8	8,1	8,4	7,8	8,0	8,2
Conductivité (µS/cm)	29	38	70	160	273	393	136	163	233
Temperature (°C)	19,2	20,2	20,9	19,7	21,5	22,5	19,8	21,2	22,2
Oxygène dissous (mg/L)	8,7	9,1	9,7	8,2	9,1	10,0	8,7	9,2	9,9
Turbidité (UNT)	0,8	1,3	2,0	2,5	5,6	10,7	1,4	2,7	4,1
Solides en suspension (mg/L)	2,0	2,4	3,4	4,2	7,3	16,4	2,3	3,3	5,5
Coliformes fécaux (UFC 100/ml)	23	44	86	122	277	1024	56	123	215
Carbone organique dissous (mg/L)	4,0	4,6	5,2	4,7	6,0	7,6	3,9	5,7	6,7

Annexe II : Description détaillée des méthodes statistiques utilisées

Cartes auto-organisatrices de Kohonen (CAK : *Kohonen Self-Organising Maps*)

Les cartes auto-organisatrices de Kohonen sont un type de réseaux de neurones artificiels avec un apprentissage non supervisé. Elles produisent une projection en deux dimensions qui préserve la topologie (distances relatives). Elles ont en commun, avec les méthodes conventionnelles d'ordination, de représenter en deux dimensions des relations multidimensionnelles (Foody, 1999; Giraudel et Lek, 2001) avec une perte minimale d'information. Les données sont projetées dans une carte rectangulaire contenant des cellules hexagonales. Les sites avec des communautés semblables sont regroupés dans des cellules proximales et vice-versa, en fonction d'une mesure de distance. Contrairement à la distance de Bray-Curtis, la distance euclidienne donne de l'emphase aux valeurs extrêmes et perd de la sensibilité lorsque l'hétérogénéité des données augmente (McCune et Mefford, 1999). La distance de Bray-Curtis est, par conséquent, recommandée pour les données d'abondance des communautés biologiques. Une formule peut être utilisée pour calculer le nombre de cellules requises ($5 \cdot \sqrt{\text{nombre d'échantillons}}$; Y.-S. Park, University Kyung Hee, communication personnelle, 2003). L'aspect de la carte est déterminé par la multiplication de deux nombres qui égalent, ou presque, le nombre de cellules précédemment déterminé par la formule. La distance entre chaque cellule est représentée sur une *U-matrix* (Ultsch, 1993). La *U-matrix* calcule les distances entre les cellules hexagonales voisines et les représentent visuellement par une

échelle de gris entre les cellules de la CAK. Un *cluster Unweighted Pair Group Method with the Arithmetic mean* (UPGMA) ou un *cluster de Ward*, issus de la *U-matrix*, doivent être utilisés pour grouper les cellules en un nombre réduit de groupes. Le nombre de groupes peut être déterminé en se basant sur le dernier niveau de l'UPGMA déterminé significatif ($p \leq 0,002$) par la PPMR (voir explication ci-dessous). Les cartes de distribution (*distribution maps* ou *component planes*), issues de la carte de Kohonen, permettent de visualiser et de suggérer quels taxons contribuent davantage à la formation de chaque biotype.

Des informations supplémentaires sur la théorie des CAK et ses applications en écologie peuvent être obtenues dans Kohonen (2001) et Park *et al.* (2003). Les CAKs ont été produites en utilisant le SOMtoolbox (Alhoniemi *et al.*, 1999; www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox) et le logiciel MATLAB (version 7.0.4, The Mathworks 2001, Massachusetts, USA).

La procédure de permutation multi-réponses (PPMR : *multiresponse permutation procedure*)

La PPMR est un test non paramétrique permettant de tester l'hypothèse de l'absence de différence entre deux ou plusieurs groupes (McCune et Mefford, 1999). Les groupes doivent être prédéterminés. La PPMR mesure la capacité d'une classification à maximiser la similarité à l'intérieur d'un groupe et à minimiser la similarité entre les groupes en calculant la statistique d'agrément à l'intérieur d'un groupe (*A within-group agreement*

statistic) et la valeur de signification p associée (Mielke et Berry, 1982). La statistique donne une description de l'homogénéité à l'intérieur d'un groupe par rapport à ce qui peut être attendu par le hasard. La valeur de A varie entre zéro (pas de similarité entre les membres du groupe) et un (tous les membres du groupe sont identiques). Avec des données écologiques, les valeurs de A sont plus souvent sous 0,1 et une valeur de A de 0,3 est considérée élevée (McCune et Mefford, 1999). La valeur de p détermine si les groupes sont significativement différents. Une valeur de $p < 0,0002$ est considérée significativement différente de ce qui peut être attendu par le hasard (Mazor *et al.*, 2006). Plus de détails sont disponibles dans Berry *et al.* (1983) et Mielke (1984).

Les espèces indicatrices (VI : *Indicators species analysis*)

Les taxons (espèces, genres, familles, etc.) indicateurs sont définis comme étant les taxons les plus typiques de chaque biotype, donc trouvés le plus souvent dans un seul biotype de la classification et présents dans la majorité des sites appartenant à ce même biotype (Dufrêne et Legendre, 1997). Cet indice tient compte de l'abondance et de la fréquence d'occurrence de chaque taxon dans chaque site d'un biotype. Une valeur indicatrice élevée d'un taxon pour un biotype signifie qu'il caractérise fortement celui-ci. La méthode produit des valeurs indicatrices pour chaque taxon dans chaque biotype. Un test de permutation (Monte Carlo) est ensuite appliqué afin de s'assurer de leur degré de signification, ce qui revient à tester que l'affectation d'une valeur indicatrice d'un taxon dans un biotype n'est pas due au hasard.

Pour chaque taxon :

- on calcule la proportion de l'abondance d'un taxon dans un biotype par rapport à la proportion de celui-ci dans les autres biotypes;
- on calcule la fréquence d'occurrence relative du taxon dans les échantillons du biotype, c'est-à-dire le pourcentage d'échantillon dans le biotype qui contient ce taxon;
- on combine les deux proportions calculées aux deux étapes précédentes en les multipliant. Le résultat est exprimé comme un pourcentage qui représente la valeur indicatrice de chaque taxon pour chaque biotype;
- la valeur indicatrice la plus élevée d'un taxon donné pour un biotype détermine quelles conditions environnementales sont optimales pour celui-ci;
- on évalue la signification de la valeur indicatrice retenue à l'aide d'un test de Monte Carlo (valeur de p). L'hypothèse nulle ($H = 0$) est que la valeur indicatrice n'est pas différente de ce qui aurait été obtenu par hasard, c'est-à-dire que le taxon a une valeur indicatrice nulle.

Les ordinations

L'analyse des correspondances (AC : *Correspondance analysis*)

L'analyse des correspondances représente les taxons et/ou les sites d'échantillonnage dans un espace d'ordination (Palmer, 1993). Elle construit des variables théoriques, appelées axes d'ordination, qui maximisent la dispersion de l'abondance des taxons. Les

axes sont sujets à la contrainte d'être non corrélés (orthogonaux) avec les axes précédents, afin de s'assurer que la dispersion exprimée diffère sur chacun des axes. Cette analyse prend pour acquis que la distribution des taxons est unimodale (ter Braak et Prentice, 1988). La position des sites est le centroïde de la position des taxons qui y sont présents. Les taxons positionnés près d'un site possèdent une forte abondance dans celui-ci ou sont peu abondants, mais y sont presque exclusifs. L'AC extrait ainsi les axes d'ordination de l'abondance des taxons issus des sites d'échantillonnage, ce qui ne permet qu'une analyse indirecte des variables environnementales à l'origine de leur distribution.

Analyse des correspondances redressée (ACRD : *Detrended correspondence analysis*)

Hill et Gauch (1980) ont développé l'analyse des correspondances « détendancée » pour modifier l'AC. Ces modifications visaient à corriger les deux défauts majeurs de l'AC, en forçant la séparation optimale des taxons: (i) l'extrémité des axes est souvent compressée par rapport à la portion centrale des axes; (ii) le deuxième axe démontre fréquemment une relation quadratique avec le premier axe (axes orthogonaux), ce qui a pour effet de créer un effet d'arche. La longueur du premier axe de l'ACRD est utilisée afin de déterminer si la relation entre les taxons et le gradient environnemental principal est linéaire ou unimodale. Un gradient environnemental faible produit une relation linéaire. Selon ter Braak et Prentice (1988), une longueur du premier axe plus petite que 1,5 écart type indique une relation linéaire, plus grande que 3 écarts types indique une relation unimodale et entre 1,5 et 3 écarts types, la relation peut être l'une ou l'autre.

**Analyse canonique des correspondances (ACC : *Canonical correspondance analysis*)
et analyse de redondance (AR : *Redundancy analysis*)**

L'analyse canonique des correspondances et l'analyse de redondance sont utilisées pour déterminer la proportion de la variance dans les communautés biologiques expliquée par les variables environnementales (ou chacune de celles-ci) et si la variance expliquée par chaque variable est significative. Elles sont des combinaisons de l'analyse des correspondances (AC) et de la régression multiple (ter Braak et Smilauer, 2002). En plus de représenter le patron de distribution des taxons, l'ordination canonique représente directement les relations entre les taxons et chacune des variables environnementales. Les sites ayant une abondance relative élevée d'un taxon seront positionnés à proximité de ce même taxon et vice-versa (AC). La position des taxons et des sites est ensuite ajustée en fonction de l'influence de chaque variable environnementale, représentée par un gradient (flèche) sur l'ordination (régression multiple). Les tests de permutation de Monte Carlo évaluent la signification statistique de la relation en permutant les échantillons de façon répétée (ter Braak et Smilauer, 2002). Par conséquent, les variables environnementales qui expliquent une partie significative de la variance des taxons peuvent être identifiées. L'ACC prend pour acquis que la distribution des taxons par rapport aux différentes variables environnementales est unimodale, alors que l'AR considère une distribution linéaire. Le choix entre les deux analyses s'effectue en fonction de la longueur du premier axe de l'ACRD.

Les modèles prédictifs

Arbres de classification (ArCI : *Classification trees*)

L'ArCI est une méthode de classification qui détecte des interactions complexes entre les variables prédictives catégoriques et/ou numériques et les variables prédites catégoriques (De'ath et Fabricius, 2000; De'ath, 2002; Sharma *et al.*, 2008). L'ArCI est le plus souvent produit en utilisant l'algorithme de partitionnement récursif (*recursive-partitioning-algorithm*) développé par Breiman *et al.* (1984), le plus connu et recommandé (Turgeon et Rodríguez, 2005; Maindonald et Braun, 2007). Cet algorithme divise les données itérativement en deux groupes, en maximisant l'homogénéité à l'intérieur des groupes et en maximisant la différence entre ceux-ci. La division de chaque groupe en sous-groupes continue jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de division qui produise une diminution significative du taux de mauvaise classification ou jusqu'à ce qu'un sous-groupe contienne un nombre d'échantillons prédéterminé.

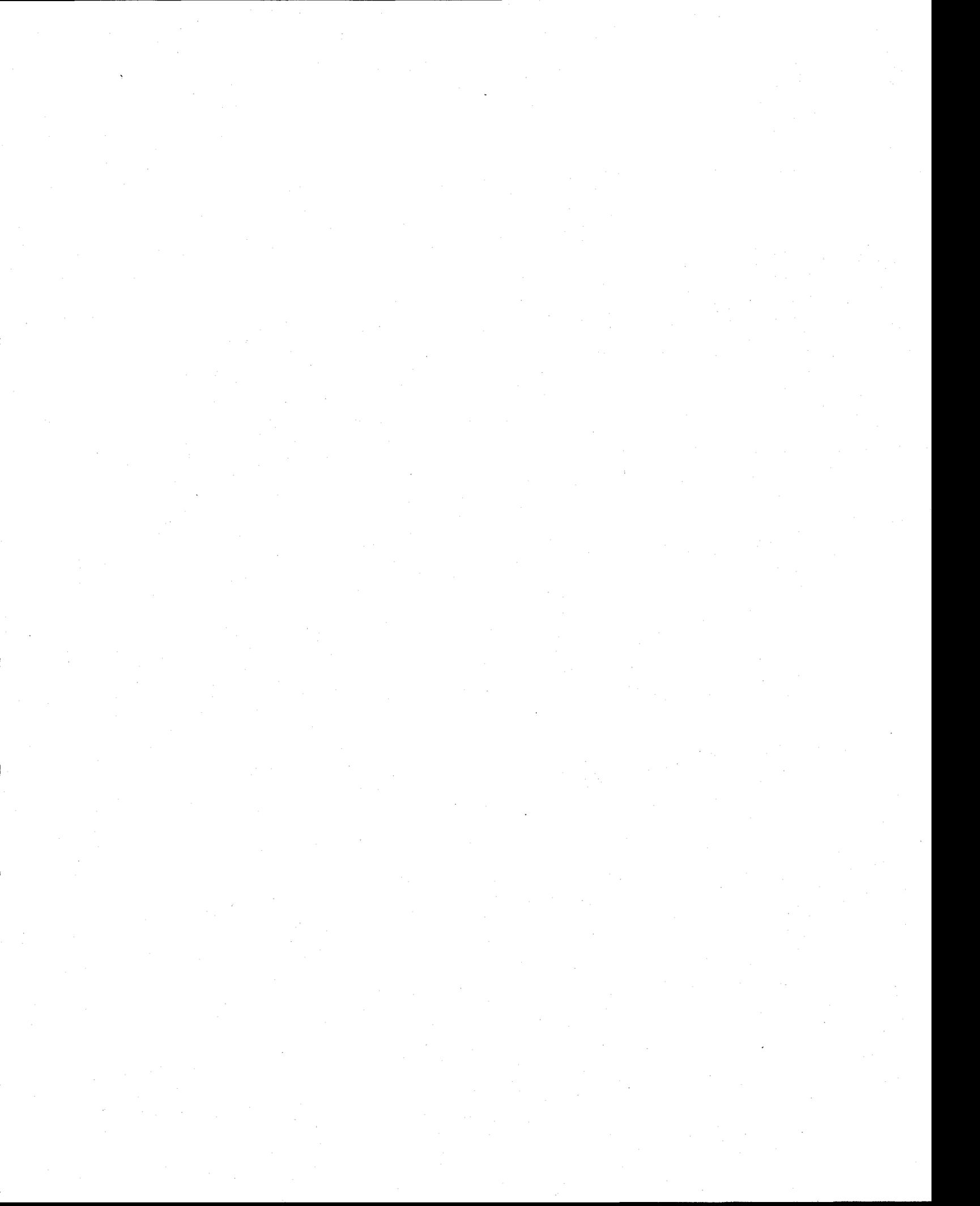
Les *random forests* (RF)

Les RF détectent des interactions complexes entre les variables prédictives et prédites qui peuvent être catégoriques ou numériques. Les RF génèrent plusieurs ArCI en produisant indépendamment plusieurs arbres non élagués (par défaut, 500). Contrairement à l'ArCI qui utilise tous les échantillons pour développer l'arbre et utilise les meilleurs prédicteurs parmi tous les prédicteurs pour diviser chaque nœud, le modèle RF utilise un sous-groupe

d'échantillons choisis aléatoirement (*bootstrapped*) (Breiman, 2001; Liaw et Wiener, 2002) pour développer chaque arbre et divise les nœuds en utilisant les meilleurs prédicteurs parmi un sous-groupe de variables (par défaut, la racine carrée du nombre total de prédicteurs) choisis aléatoirement à chaque nœud. Le RF final combine les résultats de tous les arbres par agrégation (*bootstrap aggregating*). Le modèle RF ne requiert pas d'élagage des arbres et n'est pas sujet au surentraînement. Trois types de résultats sont obtenus par celui-ci : un estimé du taux d'erreur de classification, une matrice de ressemblance entre les échantillons et une mesure de l'importance de la contribution de chaque variable au modèle. L'estimé du taux d'erreur de classification est obtenu en prédisant, à partir de chaque arbre, les échantillons exclus dans le développement de celui-ci ("*leave-out*" *bootstrap samples*). La matrice de proximité indique le nombre d'arbre dans lequel deux échantillons se trouvent dans le même nœud terminal. Elle peut être utilisée comme mesure de similarité entre les échantillons. Finalement, l'importance de chaque variable dans le développement du modèle RF est déterminée par la proportion de diminution de l'homogénéité dans les nœuds occasionnée par chaque variable, moyennée pour tous les arbres. L'importance de la contribution de chaque variable au modèle est mesurée par l'algorithme *Gini Index* (Breiman et Cutler, 2007).

Les réseaux de neurones artificiels (RNA : *Artificial neural networks*)

Le modèle RNA détecte des interactions complexes entre les variables prédictives et prédites qui peuvent être catégoriques ou numériques (Lek *et al.*, 1996; Lek et Guégan, 1999). Le RNA entraîné par l'algorithme de rétropropagation (*backpropagation algorithms*, BNP, Rumelhart *et al.*, 1986), est l'architecture la plus populaire basée sur une procédure d'apprentissage supervisée. Cette architecture est un réseau de neurones connectés entre eux dans des couches successives. Durant la phase d'apprentissage, l'information circule unidirectionnellement d'une couche entrée (un neurone par variable prédictive) vers une couche de sortie (un neurone par variable à prédire) à travers une ou plusieurs couches intermédiaires (Lek et Guégan, 1999). L'algorithme ajuste par la suite le poids des connexions en tentant de minimiser l'erreur entre les valeurs prédites et observées. Une analyse de sensibilité basée sur l'algorithme de dérivée partielle (*partial derivatives algorithm*, PaD, Gevrey *et al.*, 2003) a été utilisée pour déterminer la contribution et le sens de la contribution (négatif ou positif) de chaque prédicteur au modèle. Elle calcule la dérivée partielle de chaque variable prédictive utilisée pour la prédiction de la ou les variables à prédire, donc apporte de l'information sur les mécanismes sous-jacents la prédiction par RNA. Gevrey *et al.* (2003) et Olden *et al.* (2004) ont démontré que la méthode PaD performe bien pour quantifier l'importance des variables.



Annexe III : Annexe du chapitre 4

Description des sites d'échantillonnage

Rivière	ID	Identifiant de la station (BQMA)	Latitude	Longitude	Année d'échantillonnage
BOYER SUD	BOYS1	2300002	46,71795546	-70,97779362	2003-2004-2005
BOYER-NORD	BOYN1	2300003	46,70630000	-71,00203900	2003-2004-2005
BOYER-NORD	BOYN2	2300050	46,68112923	-70,98967966	2003
BOYER-SUD	BOYS2	2300049	46,70826355	-70,96200035	2003
BRAS D'HENRI	BHEN	2340113	46,49063615	-71,19187622	2003
CALWAY	CALW	2340112	46,29288375	-70,80521174	2003
CUGNET	CUGN	2340111	46,59210353	-71,35478807	2003
DES ABÉNAQUIS	ABEN	2330040	46,61711572	-70,71884737	2003-2004-2005
LE BRAS	LBRA2	2330034	46,68587440	-71,11132286	2003
LE BRAS	LBRA3	2330036	46,58614693	-71,14466012	2003
LESSARD	LESS1	2340109	46,34343100	-71,00719500	2003
LESSARD	LESS2	2340115	46,37872900	-70,95790400	2004
BEAURIVAGE	BEAU	2340114	46,35468512	-71,11672659	2003
RUISSEAU DE L'ÉGLISE	DEGL	2180002	46,82619340	-71,01584150	2004
PETITE RIVIÈRE	PSMA	2310038	46,82506200	-70,69619000	2004
SAINTE-MARGUERITE					
RUISSEAU DE LA CHUTE	DCHU	2310039	46,76588903	-70,77238854	2004
DES FLEURS	FLEU	2330041	46,46358700	-70,55593285	2003
RUISSEAU SANS NOM (ETCHEMIN)	ETSA	2330042	46,42985880	-70,63045333	2003-2004-2005
RUISSEAU FOURCHETTE	FOUR	2330043	46,68744894	-71,11000699	2003
RUISSEAU GUAY	GUAY	2340110	46,36555500	-71,03658200	2003
NADEAU	NADE	2340116	46,38208087	-70,95875242	2004
RUISSEAU BEAUDET	BEDE	2350001	46,63865562	-71,57312525	2005
CHASSÉ	CHAS	2340118	46,46813837	-71,01110992	2005
DU CHÊNE	DCHE	2360011	46,4185294	-71,71821591	2005
DU DOMAINE	DDOM	2340117	46,46795765	-71,01168802	2005
DESBARATS	DESB	2330047	46,53590572	-70,80510596	2005
HENRI	HENR	2360013	46,45527726	-71,71195747	2005
HURON	HURO	2360012	46,51290142	-71,7578401	2005
MORIGEAU	MORI	2310040	46,86828657	-70,67122375	2005
DES PERDRIX	PERD	2310041	46,998760	-70,4152400	2005
TROIS SAUMONS	TSAU	2290002	47,16966667	-70,20297222	2005

Description des variables environnementales

Variable	Description	Unité	Transformation
ALC	Alcalinité totale	mg/L	SQR
ALT	Altitude	Mètres	
ALLU	Proportion du bassin versant en alluvions	%	LOG10 (X+1)
AP	Appalaches		
ARBO	Proportion des rives arborescentes	%	
ARBU	Proportion des rives arbustives	%	LOG (X+1)
AREA	Aire du bassin versant	km ²	SQR
BOGS	Proportion du bassin versant en milieux humides	%	X ^{0.2}
BT	Basses-terres du Saint-Laurent		
CARBON	Proportion du bassin versant en roches carbonatées	%	SQR
CLAY	Proportion du bassin versant en roches argileuses	%	SQR
COD	Carbone organique dissous	mg/L	LOG10
CON	Conductivité	µS/cm	LOG10
CUL	Proportion des rives en culture	%	LOG (X+1)
ENSABVA	Ensablement du substrat	cote sur 20 : 0 = beaucoup et 20 = pas	LOG10
FARMLAND	Proportion du bassin versant en agriculture	%	SQR
FELS	Proportion du bassin versant en roches felsiques	%	
FLUVIO	Proportion du bassin versant en dépôts fluvioglaciers	%	SQR
FOREST	Proportion du bassin versant en forêt	%	X ^{1.1}
FOU	Proportion des rives en fourrage	%	LOG (X+1)
FREQRAP	Fréquence des seuils (ou courbes)	cote sur 20 : 0 = pauvre et 20 = optimale	X ^{2.3}
GNEISS	Proportion du bassin versant en gneiss et paragneiss	%	
HER	Proportion des rives herbacées	%	LOG (X+1)
IQBR	Indice de qualité de la bande riveraine	cote sur 100	
IQH	Indice de qualité de l'habitat	cote sur 200	
LACU	Proportion du bassin versant en dépôts lacustres	%	LOG (X+1)
LARGRIV	Largeur de la rivière à la station	mètres	SQR
LARZPG	Largeur de la bande végétale	cote sur 20 : 0 = pauvre et 20 = optimale	

Description des variables environnementales (suite)

Variable	Description	Unité	Transformation
MAF	Proportion du bassin versant en roches mafiques	%	LOG (X+1)
MARIN	Proportion du bassin versant en dépôts marins	%	SQR
MARNAGE	Degré de marnage	cote sur 20 : 0 = pauvre et 20 = optimale	LOG10
MODCDEA	Modification du cours d'eau	cote sur 20 : 0 = totalement et 20 = pas	
NT	Azote total filtré	mg/N ¹	LOG (X+1)
O2	Oxygène dissous	mg/O ²	
PAT	Proportion des rives en pâturages	%	
PH	pH		
PT	Phosphore total persulfate	mg/L	LOG
PROFMRIV	Profondeur maximum de la rivière	mètres	
PROVEGG	Protection végétale de la berge	cote sur 20 : 0 = pauvre et 20 = optimale	X ^{1.2}
REGNAT	Région naturelle	1: Plateaux d'Estrie-Beauce, 2: Plaine du moyen Saint-Laurent	
ROCK	Proportion du bassin versant en roches affleurantes	%	
SEDIMENT	Sédimentation sur le substrat	cote sur 20 : 0 = beaucoup et 20 = pas	SQR
SILI	Proportion du bassin versant en roches siliceuses	%	LOG10 (X+1)
SOL	Proportion des rives en sol nu	%	LOG (X+1)
SS	Solides en suspension	mg/L	LOG10 (X+1)
STABBEG	Stabilité des berges	cote sur 20 : 0 = pas et 20 = beaucoup	
STRAHLER	Ordre du cours d'eau	1 à 4 (carte 1/20 000)	
SUBSAB	Proportion du substrat en sable	%	LOG10 (X+1)
SUBSABRI	substrat benthique /disponibilité des abris	cote sur 20 : 0 = pauvre et 20 = optimale	X ^{1.6}
SUBARG	Proportion du substrat en argile/limon	%	LOG (X+1)
SUBBLOC	Proportion du substrat en blocs	%	
SUBGAL	Proportion du substrat en galets	%	SQR
SUBGRA	Proportion du substrat en gravier	%	LOG
SUBROC	Proportion du substrat en roc	%	LOG10 (X+1)
TEMP	Température	°C	
TILL	Proportion du bassin versant en till	%	SQR
TUR	Turbidité	UNT (Unités Néphélométriques de turbidité)	LOG10

Description des variables environnementales (suite)

Variable	Description	Unité	Transformation
TYPFOS	Type d'écoulement fosse	évaluation visuelle	LOG (X+1)
TYPREG	Type d'écoulement régulier	évaluation visuelle	SQR
TYPVIVRAP	Type d'écoulement eau vive et rapide	évaluation visuelle	SQR
UMAF	Proportion du bassin versant en roches ultra-mafiques	%	
URBAN	Proportion du bassin versant en milieux urbains	%	SQR
VELOCITE	Régime vitesse / profondeur	cote sur 20 : 0 = pauvre et 20 = optimale	LOG10
VITCOUST	Vitesse du courant à la station	cm/s	SQR

Définition des métriques et indices multimétriques

Catégorie	Code	Définition	Réponse prédite aux perturbations
Richesse taxonomique	Abun	Total des organismes	Variable (Valeur extrêmement faible ou extrêmement forte)
	Nbtaxon	Nombre de total de taxons (généralement à famille)	Diminution
	NbtaxE	Nombre de total de taxons Ephemeroptera (généralement à famille)	Diminution
	NbtaxP	Nombre de total de taxons Plecoptera (généralement à famille)	Diminution
	NbtaxT	Nombre de total de taxons Trichoptera (généralement à famille)	Diminution
	NbtaxEPT	Nombre de total de taxons Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (généralement à famille)	Diminution
Composition	PE	Pourcentage d'Ephemeroptera	Diminution
	PP	Pourcentage de Plecoptera	Diminution
	PT	Pourcentage de Trichoptera	Diminution
	PEPT	Pourcentage d'Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera	Diminution
	Pchiro	Pourcentage de Chironomidae	Augmentation
	Poligo	Pourcentage d'Oligocheata	Variable
	Pmollus	Pourcentage de mollusque	
Tolérance à la pollution	Phydrtot	Pourcentage d'Hydropsychidae	Augmentation
	Ptolerant	Pourcentage de taxons considérés tolérants à la pollution (cote de tolérance 7, 8, 9 et 10)	Augmentation
	Nbtaxint	Nombre total de taxons (généralement à la famille) considérés intolérant à la pollution (cote de tolérance 0, 1, 2 et 3)	Diminution
Indices biotiques			
	FBI	Indice biotique Hilsenhoff FBI = $S(x_i * t_i) / \text{abondance total}$; x_i = abondance de chaque taxons et t_i = valeur de tolérance de chaque taxon.	Augmentation
	ASPT	Échelle de tolérance 0 à 10; échelle d'intolérant à tolérant ¹ Indice average score per taxon	Diminution

Définition des métriques et indices multimétriques (suite)

Catégorie	Code	Définition	Réponse prédite aux perturbations
		S ti / nombre de taxons (généralement la famille) ti = valeur de tolérance pour chaque famille Échelle de tolérance 0 à 10; échelle de tolérant à intolérant ¹	
		Indice multimétrique	
	IMIBWVf	Indice <i>West Virginia</i> modifié Six métriques (% taxon dominant, % EPT, nombre de taxons EPT, % Diminution Chirononidae, FBI et nombre de taxons) Échelle de tolérance 0 à 100; échelle de tolérant à intolérant ¹	

¹ Valeurs de tolérance tirées de Hilsenhoff (1988), Bode *et al.* (1996), Bode *et al.* (2002)

Comparaison du niveau d'altération des sites déterminés *a priori* et *a posteriori*

Rivière	Identifiant	TYPE <i>a priori</i>	TYPE <i>a posteriori</i>
DES ABÉNAQUIS	ABEN0103	Référence	Référence avec COD élevé (REF1)
DES ABÉNAQUIS	ABEN0104	Référence	Référence avec COD élevé (REF1)
DES ABÉNAQUIS	ABEN0105	Référence	Référence avec COD élevé (REF1)
BEAURIVAGE	BEAU0103	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé
BEAUDET	BEDE0105	Test	Altéré avec COD élevé (6)
BRAS D'HENRI	BHEN0103	Agricole	Très altéré (4)
BOYER NORD	BOYN0103	Agricole	Très altéré (4)
BOYER NORD	BOYN0104	Agricole	Très altéré (4)
BOYER NORD	BOYN0105	Agricole	Très altéré (4)
BOYER NORD	BOYN0203	Agricole	Très altéré (4)
BOYER SUD	BOYS0103	Agricole	Très altéré (4)
BOYER SUD	BOYS0104	Agricole	Altéré (5)
BOYER SUD	BOYS0105	Agricole	Altéré (5)
BOYER SUD	BOYS0203	Agricole	Altéré (5)
CALWAY	CALW0103	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé
CHASSÉ	CHAS0105	Test	Légèrement altéré (REF4)
CUGNET	CUGN0103	Test	Altéré (5)
DU CHÊNE	DCHE0105	Test	Altéré avec COD élevé (6)
RUISSEAU DE LA CHUTE	DCHU0104	Test	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé
DU DOMAINE	DDOM0105	Test	Légèrement altéré (REF4)
RUISSEAU DE L'ÉGLISE	DEGL0104	Test	Légèrement altéré (REF4)
DESBARATS	DESB0105	Référence	Légèrement altéré (REF4)
RUISSEAU SANS NOM (ETCHEMIN)	ETSA0103	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé
RUISSEAU SANS NOM (ETCHEMIN)	ETSA0104	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé
RUISSEAU SANS NOM (ETCHEMIN)	ETSA0105	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé
DES FLEURS	FLEU0103	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé
RUISSEAU FOURCHETTE	FOUR0103	Agricole	Très altéré (4)
RUISSEAU GUAY	GUAY0103	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé
HENRI	HENR0105	Test	Altéré avec COD élevé (6)

Comparaison du niveau d'altération des sites déterminés *a priori* et *a posteriori* (suite)

Rivière	Identifiant	TYPE <i>a priori</i>	TYPE <i>a posteriori</i>
HURON	HURO0105	Test	Altéré avec COD élevé (6)
LE BRAS	LBRA0203	Agricole	Très altéré (4)
LE BRAS	LBRA0303	Agricole	Très altéré (4)
LESSARD	LESS0103	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé
LESSARD	LESS0204	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé
MORIGEAU	MORI0105	Référence	Référence avec COD élevé (REF1)
NADEAU	NADE0104	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé
PERDRIX	PERD0105	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé
PETITE SAINTE-MARGUERITE	PSMA0104	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé
TROIS-SAUMONS	TSAU0105	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé

Annexe IV : Sites d'échantillonnage des chapitres 5 à 7

Rivière	ID	Identifiant de la station (BQMA)	Latitude	Longitude	Année(s) d'échantillonnage
MADAWASKA	29	1170001	47,55064101	-68,63720606	2002-2003
CABANO	30	1170022	47,57818149	-68,92158835	2002-2003
DU LOUP	31	2250002	47,58255271	-69,66964203	2002-2003
DU LOUP	32	2250005	47,84195313	-69,53331155	2002-2003
AUX PERLES	170	2260002	47,58255271	-69,66964203	2003
GOUDRON	171	2260003	47,84195313	-69,53331155	2003
DUFOUR	172	2260004	47,55171043	-69,84336059	2003
SAINT-DENIS	173	2260005	47,54142215	-69,83522246	2003
AUX PERLES	174	2260006	47,51311024	-69,83078872	2003
BOYER	33	2300001	47,47782542	-69,79439683	2002
BOYER	34	2300002	47,39727758	-69,87071143	2002
BOYER	35	2300003	46,70490792	-71,00288275	2002
RUISSEAU DU PORTAGE	36	2300004	46,79063524	-70,91041039	2002
RUISSEAU HONFLEUR	37	2300005	46,68634628	-70,93092197	2002
DU SUD	38	2310004	46,97509726	-70,55540447	2002-2003
PETITE RIVIÈRE SAINTE- MARGUERITE	200	2310038	46,81444444	-70,71916667	2005-2006
ETCHEMIN	39	2330001	46,76013946	-71,22820926	2002-2003
ETCHEMIN	40	2330010	46,48778381	-70,45220262	2002-2003
CHAUDIERE	41	2340004	46,18217274	-70,71624029	2002-2003-2005- 2006
CHAUDIERE	42	2340006	45,69101977	-70,78591921	2002-2003-2005- 2006
CHAUDIERE	43	2340014	46,50386365	-71,07303581	2002-2003-2005- 2006
CHAUDIERE	44	2340033	46,70195609	-71,28075599	2002-2003-2005- 2006
BEURIVAGE	45	2340034	46,65116841	-71,30018342	2002-2003-2005- 2006
DU LOUP	201	2340041	45,94611111	-70,45861111	2005-2006
DU LOUP	202	2340042	46,08916667	-70,64555556	2005-2006
DES ACADIENS	203	2340047	46,22666667	-70,50472222	2005-2006
DU CINQ		2340048	46,18694444	-70,98416667	
CHAUDIERE	46	2340050	46,7356766	-71,28217786	2005-2006 2002-2003-2005- 2006
BRAS D'HENRI	47	2340051	46,54056474	-71,3398516	2006
SAINT-VICTOR	204	2340081	46,15888889	-70,91861111	2005-2006
DES ILES BRULÉES	48	2340086	46,50779159	-71,15269753	2002
BRAS D'HENRI	49	2340099	46,51006823	-71,22187513	2002-2005-2006
BECANCOUR	50	2400004	46,35269908	-72,43909562	2002-2003
BECANCOUR	51	2400005	46,04554391	-71,44746637	2003
BECANCOUR	52	2400006	46,16362247	-71,56280317	2002-2003
NICOLET	55	3010007	46,00090088	-72,08730101	2002

Sites d'échantillonnage des chapitres 5 à 7 (suite)

Rivière	ID	Identifiant de la station (BQMA)	Latitude	Longitude	Année(s) d'échantillonnage
NICOLET	56	3010008	46,15415817	-72,53768946	2002-2003
NICOLET SUD-OUEST	57	3010009	46,12972958	-72,59509078	2002-2003
NICOLET SUD-OUEST	58	3010036	45,87945493	-72,23477359	2002
DES PINS	59	3010038	45,99725894	-72,03325205	2002-2003
ST-FRANCOIS	60	3020031	46,06755576	-72,81567581	2002
ST-FRANCOIS	61	3020035	45,4767373	-71,94089698	2002-2003
MAGOG	62	3020037	45,27398557	-72,10244743	2002-2003
ST-FRANCOIS	63	3020040	45,36749727	-71,84711338	2002-2003
AU SAUMON	64	3020042	45,68194644	-71,40330447	2002-2003
MAGOG	65	3020073	45,26412488	-72,15776027	2002-2003
ST-FRANCOIS	66	3020081	45,65758622	-72,14368005	2002
MASSAWIPPI	67	3020082	45,36008204	-71,85567905	2002-2003
MAGOG	68	3020176	45,39815948	-71,89848419	2002-2003
COATICOOK	69	3020177	45,30723406	-71,88108664	2002-2003
AUX CERISES	70	3020187	45,29359725	-72,16648971	2002-2003
ST-FRANCOIS	71	3020243	45,93363402	-72,49587663	2002-2003
NOIRE	72	3030003	45,49586207	-72,90445991	2002-2003
YAMASKA	74	3030023	46,00498749	-72,91113795	2002-2003
YAMASKA	75	3030026	45,51786667	-72,97662555	2002-2003
YAMASKA SUD-EST	76	3030031	45,27071377	-72,92296515	2002-2003
CHIBOUET	77	3030038	45,79014039	-72,85292338	
YAMASKA SUD-EST	78	3030041	45,17744258	-72,66163076	2002
YAMASKA	79	3030094	45,27993898	-72,50696765	2002-2003
A LA BARBUE	80	3030096	45,48147986	-72,98048808	
YAMASKA NORD	81	3030108	45,32531145	-72,80995281	2002-2003
YAMASKA	82	3030123	45,78425302	-72,87501992	2002-2003
YAMASKA	83	3030199	45,27238441	-72,79605482	2002-2003
DES HURONS	85	3040007	45,4907744	-73,18556119	2002-2003
RICHELIEU	86	3040009	46,0159641	-73,12904951	2002-2003
RICHELIEU	87	3040010	45,39597357	-73,25375796	2002-2003
RICHELIEU	88	3040012	45,06138855	-73,33256787	2002-2003
L'ACADIE	89	3040013	45,43122174	-73,35430596	2002-2003
AUX BROCHETS	90	3040015	45,12340669	-73,0694609	2002-2003
RICHELIEU	91	3040017	45,69154866	-73,18870968	2002
CHATEAUGUAY	92	3090001	45,28602164	-73,80226696	2002
DES ANGLAIS	93	3090002	45,18294487	-73,84516327	2002-2003
CHATEAUGUAY	94	3090003	45,11318138	-74,09448035	2002-2003
CHATEAUGUAY	95	3090005	45,01830484	-74,16578458	2002-2003
TROUT RIVER	96	3090009	45,01427357	-74,30290792	2002-2003
RUISSEAU NORTON	97	3090046	45,15546032	-73,67651034	2002-2003
DES ANGLAIS	98	3090047	45,00350789	-73,65337141	2002-2005-2006
ST-LOUIS	99	3110003	45,27075977	-73,89565028	2002

Sites d'échantillonnage des chapitres 5 à 7 (suite)

Rivière	ID	Identifiant de la station (BQMA)	Latitude	Longitude	Année(s) d'échantillonnage
DU NORD	100	4010002	45,56266939	-74,33715549	2002-2003
DU NORD	101	4010008	45,72340431	-74,08595141	2002-2003
DU NORD	102	4010010	45,90561226	-74,13646985	2002
ROUGE	103	4020001	45,64383646	-74,690377	2002
DU DIABLE	104	4020103	46,07296877	-74,62526505	2002-2003
DE LA PETITE NATION	105	4040001	45,60503018	-75,1272388	2002-2003
DE LA PETITE NATION	106	4040039	45,90299307	-75,08988198	2002-2003
DU LIEVRE	107	4060001	46,55399484	-75,49927381	2002-2003
DU LIEVRE	108	4060004	45,58588105	-75,41883704	2002-2003
GATINEAU	109	4080003	45,4869825	-75,7489013	2002-2003
GATINEAU	110	4080223	46,61935462	-75,91717919	2002-2003
MASCOUCHE	123	4640003	45,71602963	-73,58367399	2002-2003
ST-AURICE	124	5010007	46,38205288	-72,6100382	2002-2003
SHAWINIGAN	125	5010012	46,54048598	-72,76743005	2002-2003
ST-AURICE	127	5010014	46,53705782	-72,75322452	2002-2003
ST-AURICE	128	5010386	47,55557357	-72,83629968	2002
BATISCAN	129	5030001	46,52590225	-72,33838314	2002-2003
DES ENVIES	20	5030113	46,83905612	-72,53738168	2002-2003
DES ENVIES	2	5030114	46,61969807	-72,40562843	2002
BLANCHE	175	5040006	46,67390482	-72,13172571	2003
ST-ANNE	130	5040007	46,57180044	-72,2062851	2002-2003
ST-ANNE	131	5040113	46,89800697	-71,84903157	2002-2003
ST-ANNE	132	5040116	46,82197413	-71,97218769	2002-2003
NOIRE	133	5040139	46,93325162	-72,11987155	2002
JACQUES-CARTIER	134	5080004	47,06528889	-71,42396355	2002-2003
JACQUES-CARTIER	135	5080006	46,67855699	-71,75116347	2002-2003
ST-CHARLES	136	5090002	46,80909659	-71,25579065	2002
ST-CHARLES	137	5090003	46,85568519	-71,35547718	2002-2003
ST-CHARLES	138	5090016	46,90671938	-71,36821765	2002-2003
L'ASSOMPTION	140	5220001	46,03819721	-73,44105214	2002-2003
L'ASSOMPTION	141	5220003	45,7509956	-73,46835881	2002-2003
L'ASSOMPTION	142	5220004	45,9445075	-73,40239746	2002-2003
DE L'ACHIGAN	143	5220005	45,84839218	-73,44894337	2002
ST-ESPRIT	144	5220006	45,86027157	-73,46213921	2002-2003
OUAREAU	145	5220012	45,95232571	-73,41443103	2002-2003
L'ASSOMPTION	146	5220017	46,28999055	-73,79549289	2002-2003
RUISSEAU DU POINT-DU- JOUR	147	5220063	45,84919278	-73,40899398	2002
RUISSEAU VACHER	148	5220239	45,93156746	-73,51047327	2002
RUISSEAU ST-PIERRE	149	5220240	45,97788181	-73,44016554	2002
RUISSEAU SAINT-ESPRIT	150	5220241	45,93115183	-73,62076826	2002

Sites d'échantillonnage des chapitres 5 à 7 (suite)

Rivière	ID	Identifiant de la station (BQMA)	Latitude	Longitude	Année(s) d'échantillonnage
COURS D'EAU DESROCHERS	151	5220249	45,99550607	-73,54814395	
LA CHALOUBE	152	5230001	46,06719514	-73,18033376	2002-2003
BAYONNE	153	5240001	46,09407934	-73,17298086	2002-2003
MASKINONGE	154	5260003	46,18221635	-73,03335952	2002-2003
MASKINONGE	155	5260015	46,32826167	-73,36267376	2002-2003
DU LOUP	156	5280001	46,24371288	-72,9228463	2002-2003
DU LOUP	157	5280019	46,43264619	-72,96904502	2002
DU LOUP	158	5280020	46,60054251	-73,18605241	2002-2003
FOUQUETTE	53	2E90001	47,70659069	-69,691892	2002-2003
FOUQUETTE	54	2E90002	47,67348655	-69,66014919	2002
CHAMPLAIN	237	CHAMP13	46,42916667	-72,57611111	2006
CHAMPLAIN	238	CHAMP14	46,42	-72,55722222	2006
CHAUDIÈRE	205	M1	45,57277778	-70,88027778	2005-2006
FILKARS	213	M11	46,34888889	-71,29222222	2005-2006
BEURIVAGE	214	M12	46,33194444	-71,115	2005-2006
LESSARD	215	M13	46,355	-70,99055556	2005-2006
METGUERMETTE CENTRALE	206	M2	46,07166667	-70,35055556	2005-2006
CUGNET	207	M3	46,59222222	-71,35555556	2005-2006
TERREBONNE	208	M3B	46,68611111	-71,36	2005
AUX PINS	209	M4	46,53444444	-71,38333333	2005-2006
FAMINE	210	M5	46,25222222	-70,54166667	2005-2006
TRING	211	M6	46,15333333	-71,18888889	2005-2006
SAMSON	212	M9	45,68111111	-70,68083333	2005-2006
SAINT-GERMAIN	216	MREF1	45,70805556	-72,37111111	2005-2006
DU SUD	220	MREF12	46,81861111	-70,75361111	2005-2006
AUX MULETS	221	MREF13	45,96222222	-74,20555556	2006
DU NORD	222	MREF13B	46,05	-74,26222222	2006
INCONNUE 3	223	MREF14	45,69472222	-75,98194444	2006
GATINEAU	224	MREF14B	46,20694444	-75,95138889	2006
INCONNUE 1	217	MREF2	45,67333333	-72,48666667	2005-2006
AUX BROCHETS	218	MREF3	45,06666667	-72,90277778	2005-2006
AUX OUTARDES	219	MREF7	45,01638889	-73,91	2005-2006
GENTILLY	176	QC1	46,286111	-72,183333	2003
ROSAIRE	177	QC2	46,180833	-71,951389	2003
DU CHÊNE	178	QC3	46,551389	-71,876389	2003
DU BOIS CLAIR	179	QC4	46,541111	-71,754722	2003

Annexe V : Prédiction du biotype de référence par les modèles RNA, RF et ArCl

Rivière	Identifiant de la station (BQMA)	Biotype de référence	Prédiction du RNA	Prédiction du RF	Prédiction du ArCl	Décision pour IDEC V.1.2
MADAWASKA	1170001	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
CABANO	1170022	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DU LOUP	2250002	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DU LOUP	2250005		Neutre	Alcalin	Alcalin	Alcalin
AUX PERLES	2260002		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
GOUDRON	2260003		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DUFOUR	2260004		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
SAINT-DENIS	2260005		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
AUX PERLES	2260006		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
BOYER	2300001		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
BOYER	2300002		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
BOYER	2300003		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
RUISSEAU DU PORTAGE	2300004		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
RUISSEAU HONFLEUR	2300005		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DU SUD	2310004		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
PETITE RIVIÈRE SAINTE-MARGUERITE	2310038		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
ETCHEMIN	2330001		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
ETCHEMIN	2330010	Neutre	Alcalin	Neutre	Neutre	Neutre
CHAUDIERE	2340004	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
CHAUDIERE	2340006	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
CHAUDIERE	2340014		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
CHAUDIERE	2340033		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
BEURIVAGE	2340034		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DU LOUP	2340041	Neutre	Neutre	Neutre	Alcalin	Neutre
DU LOUP	2340042		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DES ACADIENS	2340047		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DU CINQ	2340048		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
CHAUDIERE	2340050		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
BRAS D'HENRI	2340051		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
SAINT-VICTOR	2340081		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DES ILES BRULÉES	2340086		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
BRAS D'HENRI	2340099		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
BECANCOUR	2400004		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
BECANCOUR	2400005		Alcalin	Neutre	Alcalin	Alcalin

Prédiction du biotype de référence par les modèles RNA, RF et ArCl (suite)

Rivière	Identifiant de la station (BQMA)	Biotype de référence	Prédiction du RNA	Prédiction du RF	Prédiction du ArCl	Décision pour IDEC V.1.2
BECANCOUR	2400006		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
FOUQUETTE	2E90001		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
FOUQUETTE	2E90002		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
NICOLET	3010007		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
NICOLET	3010008		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
NICOLET SUD-OUEST	3010009		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
NICOLET SUD-OUEST	3010036		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DES PINS	3010038		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
ST-FRANCOIS	3020031		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
ST-FRANCOIS	3020035		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
MAGOG	3020037		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
ST-FRANCOIS	3020040	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
AU SAUMON	3020042	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
MAGOG	3020073	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
ST-FRANCOIS	3020081		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
MASSAWIPPI	3020082		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
MAGOG	3020176		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
COATICOOK	3020177		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
AUX CERISES	3020187		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
ST-FRANCOIS	3020243		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
NOIRE	3030003		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
YAMASKA	3030023		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
YAMASKA	3030026		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
YAMASKA SUD-EST	3030031	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
CHIBOUET	3030038		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
YAMASKA SUD-EST	3030041		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
YAMASKA	3030094	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
A LA BARBUE	3030096		Alcalin	Neutre	Neutre	Alcalin
YAMASKA NORD	3030108		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
YAMASKA	3030123		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
YAMASKA	3030199		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DES HURONS	3040007		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
RICHELIEU	3040009		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
RICHELIEU	3040010		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
RICHELIEU	3040012		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
L'ACADIE	3040013		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
AUX BROCHETS	3040015		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
RICHELIEU	3040017		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin

Prédiction du biotype de référence par les modèles RNA, RF et ArCl (suite)

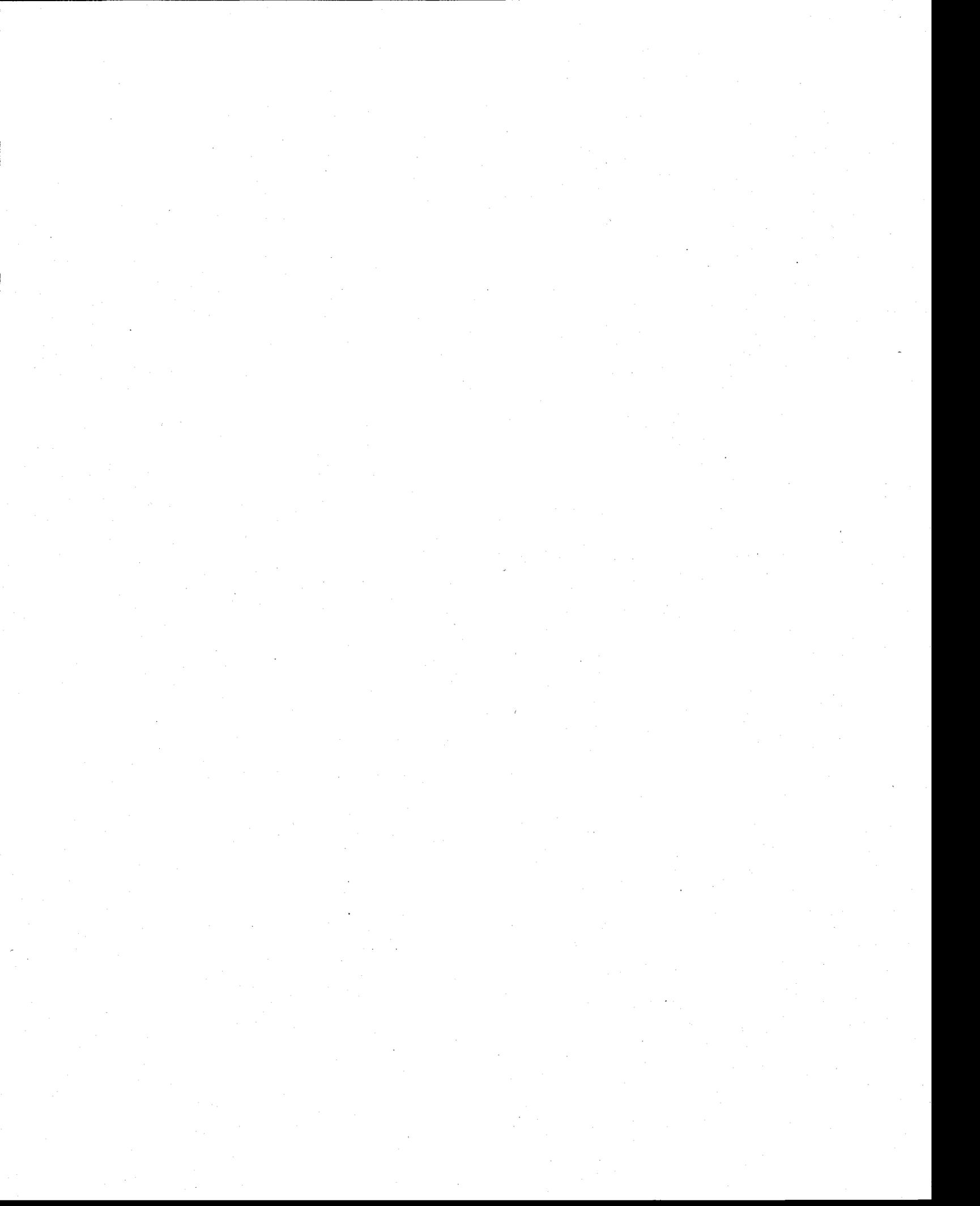
Rivière	Identifiant de la station (BQMA)	Biotype de référence	Prédiction du RNA	Prédiction du RF	Prédiction du ArCl	Décision pour IDEC V.1.2
CHATEAUGUAY	3090001		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DES ANGLAIS	3090002		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
CHATEAUGUAY	3090003		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
CHATEAUGUAY	3090005		Neutre	Neutre	Neutre	Alcalin
TROUT RIVER	3090009	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
RUISSEAU NORTON	3090046		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
DES ANGLAIS	3090047	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
ST-LOUIS	3110003		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
DU NORD	4010002		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
DU NORD	4010008		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
DU NORD	4010010	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
ROUGE	4020001	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
DU DIABLE	4020103	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
DE LA PETITE NATION	4040001	Alcalin	Neutre	Alcalin	Neutre	Neutre
DE LA PETITE NATION	4040039	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
DU LIEVRE	4060001		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
DU LIEVRE	4060004		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
GATINEAU	4080003	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
GATINEAU	4080223	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
MASCOUCHE	4640003		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
ST-Maurice	5010007	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
SHAWINIGAN	5010012		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
ST-Maurice	5010014	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
ST-Maurice	5010386	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
BATISCAN	5030001		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
DES ENVIES	5030113	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
DES ENVIES	5030114		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
BLANCHE	5040006		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
ST-ANNE	5040007		Neutre	Alcalin	Neutre	Neutre
ST-ANNE	5040113	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
ST-ANNE	5040116	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
NOIRE	5040139	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
JACQUES-CARTIER	5080004	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
JACQUES-CARTIER	5080006		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
ST-CHARLES	5090002		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
ST-CHARLES	5090003	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
ST-CHARLES	5090016	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
L'ASSOMPTION	5220001		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
L'ASSOMPTION	5220003		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre

Prédiction du biotype de référence par les modèles RNA, RF et ArCl (suite)

Rivière	Identifiant de la station (BQMA)	Biotype de référence	Prédiction du RNA	Prédiction du RF	Prédiction du ArCl	Décision pour IDEC V.1.2
L'ASSOMPTION	5220004		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
DE L'ACHIGAN	5220005		Alcalin	Neutre	Neutre	Alcalin
ST-ESPRIT	5220006		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
OUAREAU	5220012		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
L'ASSOMPTION	5220017	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
RUISSEAU DU POINT-DU-JOUR	5220063		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
RUISSEAU VACHER	5220239		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
RUISSEAU ST-PIERRE	5220240		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
RUISSEAU SAINT-ESPRIT	5220241		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
COURS D'EAU DESROCHERS	5220249		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
LA CHALOUBE	5230001		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
BAYONNE	5240001		Neutre	Alcalin	Neutre	Neutre
MASKINONGE	5260003		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
MASKINONGE	5260015	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
DU LOUP	5280001		Neutre	Alcalin	Neutre	Neutre
DU LOUP	5280019	Alcalin	Neutre	Alcalin	Neutre	Neutre
DU LOUP	5280020	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
CHAMPLAIN	CHAMP13		Alcalin	Neutre	Neutre	Alcalin
CHAMPLAIN	CHAMP14		Alcalin	Neutre	Neutre	Alcalin
CHAUDIÈRE	M1	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
FILKARS	M11		Alcalin	Neutre	Alcalin	Alcalin
BEAURIVAGE	M12		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
LESSARD	M13		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
METGUERMETTE CENTRALE	M2		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
CUGNET	M3		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
TERREBONNE	M3B		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
AUX PINS	M4		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
FAMINE	M5		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
TRING	M6		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
SAMSON	M9		Alcalin	Neutre	Alcalin	Neutre
SAINTE-GERMAIN	MREF1		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DU SUD	MREF12		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
AUX MULETS	MREF13	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
DU NORD	MREF13B		Neutre	Neutre	Neutre	Neutre
INCONNUE 3	MREF14		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin
GATINEAU	MREF14B	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre

Prédiction du biotype de référence par les modèles RNA, RF et ArCl (suite)

Rivière	Identifiant de la station (BQMA)	Biotype de référence	Prédiction du RNA	Prédiction du RF	Prédiction du ArCl	Décision pour IDEC V.1.2
INCONNUE 1	MREF2		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
AUX BROCHETS	MREF3		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
AUX OUTARDES	MREF7		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
GENTILLY	QC1		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
ROSAIRE	QC2		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DU CHÊNE	QC3		Alcalin	Alcalin	Alcalin	Alcalin
DU BOIS CLAIR	QC4		Alcalin	Alcalin	Neutre	Alcalin



**Annexe VI : Valeurs et classes d'IDEC (version 1.2) pour les
échantillons prélevés en 2002, 2003, 2005 et 2006**

Rivière	ID	Identifiant de la station (BQMA)	Année d'échantillonnage	Sous- indice IDEC	Valeur d'IDEC 1.2	Classe d'IDEC 1.2
DES ENVIES	2	5030114	2002	Neutre	29,78	C
DES ENVIES	20	5030113	2002	Neutre	66,99	B
			2003	Neutre	84,88	A
MADAWASKA	29	1170001	2002	Alcalin	71,31	B
			2003	Alcalin	67,31	B
CABANO	30	1170022	2002	Alcalin	97,03	A
			2003	Alcalin	82,02	A
DU LOUP	31	2250002	2002	Alcalin	100,00	A
			2003	Alcalin	96,25	A
DU LOUP	32	2250005	2002	Alcalin	37,62	C
			2003	Alcalin	29,82	D
BOYER	33	2300001	2002	Alcalin	24,29	D
BOYER	34	2300002	2002	Alcalin	28,69	D
BOYER	35	2300003	2002	Alcalin	18,82	D
RUISSEAU DU PORTAGE	36	2300004	2002	Alcalin	26,14	D
RUISSEAU HONFLEUR	37	2300005	2002	Alcalin	22,75	D
DU SUD	38	2310004	2002	Alcalin	58,93	B
			2003	Alcalin	56,00	B
ETCHEMIN	39	2330001	2002	Alcalin	47,81	C
			2003	Alcalin	50,35	C
ETCHEMIN	40	2330010	2002	Neutre	86,76	A
			2003	Neutre	84,70	A
CHAUDIERE	41	2340004	2002	Alcalin	82,17	A
			2003	Alcalin	83,93	A
			2005	Alcalin	94,26	A
			2006	Alcalin	83,62	A
CHAUDIERE	42	2340006	2002	Alcalin	85,50	A
			2003	Alcalin	76,91	A
			2005	Alcalin	82,79	A
			2006	Alcalin	87,12	A
CHAUDIERE	43	2340014	2002	Alcalin	56,44	B
			2003	Alcalin	57,90	B
			2005	Alcalin	62,09	B
			2006	Alcalin	61,95	B
CHAUDIERE	44	2340033	2002	Alcalin	53,00	C
			2003	Alcalin	52,75	C
			2005	Alcalin	72,99	B
			2006	Alcalin	57,17	B
BEAURIVAGE	45	2340034	2002	Alcalin	37,24	C
			2003	Alcalin	48,21	C
			2005	Alcalin	47,16	C
			2006	Alcalin	42,77	C
CHAUDIÈRE	46	2340050	2005	Alcalin	67,50	B
			2006	Alcalin	56,99	B
BRAS D'HENRI	47	2340051	2002	Alcalin	19,85	D

Valeurs et classes d'IDEC (version 1.2) pour les échantillons prélevés en 2002, 2003, 2005 et 2006 (suite)

Rivière	ID	Identifiant de la station (BQMA)	Année d'échantillonnage	Sous- indice IDEC	Valeur d'IDEC 1.2	Classe d'IDEC 1.2
			2003	Alcalin	30,28	D
			2005	Alcalin	27,87	D
			2006	Alcalin	31,74	C
DES ILES BRULÉES	48	2340086	2002	Alcalin	25,37	D
BRAS D'HENRI	49	2340099	2002	Alcalin	11,80	D
			2005	Alcalin	31,94	C
			2006	Alcalin	35,70	C
BECANCOUR	50	2400004	2002	Alcalin	50,66	C
			2003	Alcalin	52,41	C
BECANCOUR	51	2400005	2003	Alcalin	24,29	D
BECANCOUR	52	2400006	2002	Alcalin	47,27	C
			2003	Alcalin	49,83	C
FOUQUETTE	53	2E90001	2002	Alcalin	16,83	D
			2003	Alcalin	17,37	D
FOUQUETTE	54	2E90002	2002	Alcalin	36,34	C
NICOLET	55	3010007	2002	Alcalin	49,09	C
NICOLET	56	3010008	2002	Alcalin	44,03	C
			2003	Alcalin	49,77	C
NICOLET SUD-OUEST	57	3010009	2002	Alcalin	22,14	D
			2003	Alcalin	29,07	D
NICOLET SUD-OUEST	58	3010036	2002	Alcalin	40,33	C
DES PINS	59	3010038	2002	Alcalin	37,06	C
			2003	Alcalin	41,56	C
ST-FRANCOIS	60	3020031	2002	Alcalin	48,05	C
ST-FRANCOIS	61	3020035	2002	Alcalin	47,54	C
			2003	Alcalin	60,24	B
MAGOG	62	3020037	2002	Alcalin	59,04	B
			2003	Alcalin	51,41	C
ST-FRANCOIS	63	3020040	2002	Alcalin	80,07	A
			2003	Alcalin	85,95	A
AU SAUMON	64	3020042	2002	Alcalin	78,98	A
			2003	Alcalin	87,78	A
MAGOG	65	3020073	2002	Alcalin	62,77	B
			2003	Alcalin	82,59	A
ST-FRANCOIS	66	3020081	2002	Alcalin	42,05	C
MASSAWIPPI	67	3020082	2002	Alcalin	60,26	B
			2003	Alcalin	69,96	B
MAGOG	68	3020176	2002	Alcalin	55,31	B
			2003	Alcalin	64,15	B
COATICOOK	69	3020177	2002	Alcalin	53,43	C
			2003	Alcalin	47,64	C
AUX CERISES	70	3020187	2002	Alcalin	65,62	B
			2003	Alcalin	63,46	B
ST-FRANCOIS	71	3020243	2002	Alcalin	38,99	C
			2003	Alcalin	39,98	C
NOIRE	72	3030003	2002	Alcalin	20,70	D
			2003	Alcalin	25,11	D
YAMASKA	74	3030023	2002	Alcalin	16,31	D
			2003	Alcalin	19,20	D

Valeurs et classes d'IDEC (version 1.2) pour les échantillons prélevés en 2002, 2003, 2005 et 2006 (suite)

Rivière	ID	Identifiant de la station (BQMA)	Année d'échantillonnage	Sous- indice IDEC	Valeur d'IDEC 1.2	Classe d'IDEC 1.2
YAMASKA	75	3030026	2002	Alcalin	20,70	D
			2003	Alcalin	11,49	D
YAMASKA SUD-EST	76	3030031	2002	Alcalin	39,27	C
			2003	Alcalin	40,67	C
YAMASKA SUD-EST	78	3030041	2002	Alcalin	86,45	A
YAMASKA	79	3030094	2002	Alcalin	61,04	B
			2003	Alcalin	64,79	B
YAMASKA NORD	81	3030108	2002	Alcalin	26,82	D
			2003	Alcalin	32,95	C
YAMASKA	82	3030123	2002	Alcalin	31,03	D
			2003	Alcalin	21,50	D
YAMASKA	83	3030199	2002	Alcalin	25,17	D
			2003	Alcalin	22,28	D
DES HURONS	85	3040007	2002	Alcalin	0,00	D
			2003	Alcalin	6,28	D
RICHELIEU	86	3040009	2002	Alcalin	31,65	C
			2003	Alcalin	21,46	D
RICHELIEU	87	3040010	2002	Alcalin	34,18	C
			2003	Alcalin	25,05	D
RICHELIEU	88	3040012	2002	Alcalin	43,29	C
			2003	Alcalin	49,52	C
L'ACADIE	89	3040013	2002	Alcalin	10,80	D
			2003	Alcalin	13,98	D
AUX BROCHETS	90	3040015	2002	Alcalin	24,49	D
			2003	Alcalin	40,84	C
RICHELIEU	91	3040017	2002	Alcalin	33,25	C
CHATEAUGUAY	92	3090001	2002	Alcalin	25,22	D
DES ANGLAIS	93	3090002	2002	Alcalin	24,21	D
			2003	Alcalin	29,70	D
CHATEAUGUAY	94	3090003	2002	Alcalin	31,52	C
			2003	Alcalin	30,71	D
CHATEAUGUAY	95	3090005	2002	Alcalin	35,53	C
			2003	Alcalin	34,49	C
TROUT RIVER	96	3090009	2002	Alcalin	84,43	A
			2003	Alcalin	61,22	B
RUISSEAU NORTON	97	3090046	2002	Alcalin	26,94	D
			2003	Alcalin	18,15	D
DES ANGLAIS	98	3090047	2002	Alcalin	52,86	C
			2005	Alcalin	68,41	B
			2006	Alcalin	59,97	B
ST-LOUIS	99	3110003	2002	Alcalin	16,50	D
DU NORD	100	4010002	2002	Neutre	0,97	D
			2003	Neutre	4,22	D
DU NORD	101	4010008	2002	Neutre	15,42	D
			2003	Neutre	26,15	D
DU NORD	102	4010010	2002	Neutre	21,76	D
ROUGE	103	4020001	2002	Neutre	69,11	B
DU DIABLE	104	4020103	2002	Neutre	54,58	B
			2003	Neutre	58,40	B

Valeurs et classes d'IDEC (version 1.2) pour les échantillons prélevés en 2002, 2003, 2005 et 2006 (suite)

Rivière	ID	Identifiant de la station (BQMA)	Année d'échantillonnage	Sous- indice IDEC	Valeur d'IDEC 1.2	Classe d'IDEC 1.2
DE LA PETITE NATION	105	4040001	2002	Alcalin	43,22	C
			2003	Alcalin	52,15	C
DE LA PETITE NATION	106	4040039	2002	Neutre	79,80	A
			2003	Neutre	100,00	A
DU LIEVRE	107	4060001	2002	Neutre	81,59	A
			2003	Neutre	86,76	A
DU LIEVRE	108	4060004	2002	Neutre	60,45	B
			2003	Neutre	70,90	B
GATINEAU	109	4080003	2002	Neutre	81,39	A
			2003	Neutre	78,00	A
GATINEAU	110	4080223	2002	Neutre	94,47	A
			2003	Neutre	92,25	A
MASCOUCHE	123	4640003	2002	Alcalin	7,35	D
			2003	Alcalin	8,25	D
ST-AURICE	124	5010007	2002	Neutre	71,46	B
			2003	Neutre	66,05	B
SHAWINIGAN	125	5010012	2002	Neutre	22,25	D
			2003	Neutre	14,85	D
ST-AURICE	127	5010014	2002	Neutre	76,23	A
			2003	Neutre	73,14	B
ST-AURICE	128	5010386	2002	Neutre	81,54	A
BATISCAN	129	5030001	2002	Neutre	48,22	C
			2003	Neutre	40,31	C
ST-ANNE	130	5040007	2002	Neutre	36,43	C
			2003	Neutre	33,86	C
ST-ANNE	131	5040113	2002	Neutre	79,76	A
			2003	Neutre	95,99	A
ST-ANNE	132	5040116	2002	Neutre	65,81	B
			2003	Neutre	61,58	B
NOIRE	133	5040139	2002	Neutre	88,95	A
JACQUES-CARTIER	134	5080004	2002	Neutre	91,18	A
			2003	Neutre	93,74	A
JACQUES-CARTIER	135	5080006	2002	Neutre	62,17	B
			2003	Neutre	63,41	B
ST-CHARLES	136	5090002	2002	Neutre	47,45	C
ST-CHARLES	137	5090003	2002	Neutre	66,83	B
			2003	Neutre	82,56	A
ST-CHARLES	138	5090016	2002	Neutre	67,90	B
			2003	Neutre	84,26	A
L'ASSOMPTION	140	5220001	2002	Neutre	47,31	C
			2003	Neutre	44,57	C
L'ASSOMPTION	141	5220003	2002	Neutre	2,35	D
			2003	Neutre	2,10	D
L'ASSOMPTION	142	5220004	2002	Neutre	13,20	D
			2003	Neutre	15,30	D
DE L'ACHIGAN	143	5220005	2002	Alcalin	9,51	D
ST-ESPRIT	144	5220006	2002	Alcalin	9,70	D
			2003	Alcalin	13,01	D
OUAREAU	145	5220012	2002	Neutre	10,32	D

Valeurs et classes d'IDEC (version 1.2) pour les échantillons prélevés en 2002, 2003, 2005 et 2006 (suite)

Rivière	ID	Identifiant de la station (BQMA)	Année d'échantillonnage	Sous- indice IDEC	Valeur d'IDEC 1.2	Classe d'IDEC 1.2
			2003	Neutre	5,24	D
L'ASSOMPTION	146	5220017	2002	Neutre	74,08	B
			2003	Neutre	84,85	A
RUISSEAU DU POINT- DU-JOUR	147	5220063	2002	Alcalin	12,23	D
RUISSEAU VACHER	148	5220239	2002	Alcalin	19,33	D
RUISSEAU ST-PIERRE	149	5220240	2002	Alcalin	12,55	D
RUISSEAU SAINT- ESPRIT	150	5220241	2002	Alcalin	22,34	D
LA CHALOUPE	152	5230001	2002	Alcalin	14,49	D
			2003	Alcalin	5,18	D
BAYONNE	153	5240001	2002	Alcalin	13,18	D
			2003	Alcalin	12,15	D
MASKINONGE	154	5260003	2002	Neutre	31,33	C
			2003	Neutre	27,84	C
MASKINONGE	155	5260015	2002	Neutre	60,85	B
			2003	Neutre	59,05	B
DU LOUP	156	5280001	2002	Alcalin	50,94	C
			2003	Alcalin	41,52	C
DU LOUP	157	5280019	2002	Alcalin	75,13	B
DU LOUP	158	5280020	2002	Neutre	59,02	B
			2003	Neutre	65,43	B
AUX PERLES	170	2260002	2003	Alcalin	8,29	D
GOUDRON	171	2260003	2003	Alcalin	16,30	D
DUFOR	172	2260004	2003	Alcalin	19,05	D
SAINT-DENIS	173	2260005	2003	Alcalin	90,28	A
AUX PERLES	174	2260006	2003	Alcalin	75,83	A
BLANCHE	175	5040006	2003	Neutre	0,00	D
GENTILLY	176	QC1	2003	Alcalin	65,79	B
ROSAIRE	177	QC2	2003	Alcalin	46,68	C
DU CHÊNE	178	QC3	2003	Alcalin	40,43	C
DU BOIS CLAIR	179	QC4	2003	Alcalin	56,65	B
PETITE RIVIÈRE SAINTE-MARGUERITE	200	2310038	2005	Alcalin	77,04	A
			2006	Alcalin	65,04	B
DU LOUP	201	2340041	2005	Neutre	89,39	A
			2006	Neutre	90,14	A
DU LOUP	202	2340042	2005	Alcalin	91,80	A
			2006	Alcalin	93,24	A
DES ACADIENS	203	2340047	2005	Alcalin	60,90	B
			2006	Alcalin	54,07	C
SAINT-VICTOR	204	2340081	2005	Alcalin	51,29	C
			2006	Alcalin	47,94	C
CHAUDIÈRE	205	M1	2005	Neutre	91,36	A
			2006	Neutre	95,40	A
METGUERMETTE CENTRALE	206	M2	2005	Alcalin	98,78	A
			2006	Alcalin	94,87	A
CUGNET	207	M3	2005	Alcalin	63,75	B

Valeurs et classes d'IDEC (version 1.2) pour les échantillons prélevés en 2002, 2003, 2005 et 2006 (suite)

Rivière	ID	Identifiant de la station (BQMA)	Année d'échantillonnage	Sous- indice IDEC	Valeur d'IDEC 1.2	Classe d'IDEC 1.2
			2006	Alcalin	66,00	B
TERREBONNE	208	M3B	2005	Alcalin	45,60	C
AUX PINS	209	M4	2005	Alcalin	75,34	B
			2006	Alcalin	59,13	B
FAMINE	210	M5	2005	Alcalin	92,14	A
			2006	Alcalin	88,44	A
TRING	211	M6	2005	Alcalin	79,62	A
			2006	Alcalin	72,91	B
SAMSON	212	M9	2005	Neutre	66,50	B
			2006	Neutre	63,91	B
FILKARS	213	M11	2005	Alcalin	83,42	A
			2006	Alcalin	75,24	B
BEAURIVAGE	214	M12	2005	Alcalin	85,83	A
			2006	Alcalin	76,73	A
LESSARD	215	M13	2005	Alcalin	70,60	B
			2006	Alcalin	75,27	B
SAINT-GERMAIN	216	MREF1	2005	Alcalin	49,49	C
			2006	Alcalin	64,06	B
INCONNUE 1	217	MREF2	2005	Alcalin	42,04	C
			2006	Alcalin	46,42	C
AUX BROCHETS	218	MREF3	2005	Alcalin	61,74	B
			2006	Alcalin	47,99	C
AUX OUTARDES	219	MREF7	2005	Alcalin	67,04	B
			2006	Alcalin	91,45	A
DU SUD	220	MREF12	2005	Alcalin	97,11	A
			2006	Alcalin	96,80	A
AUX MULETS	221	MREF13	2006	Neutre	85,23	A
DU NORD	222	MREF13B	2006	Neutre	51,91	C
INCONNUE 3	223	MREF14	2006	Alcalin	51,12	C
GATINEAU	224	MREF14B	2006	Neutre	83,36	A
CHAMPLAIN	237	CHAMP13	2006	Alcalin	69,25	B
CHAMPLAIN	238	CHAMP14	2006	Alcalin	87,25	A

**Annexe VII : Caractéristiques physico-chimiques des rejets
des usines d'épuration des eaux usées du bassin versant
de la rivière Beaurivage**

Variables physico-chimiques	St-Sylvestre	St-Agapit	St-Étienne- de-Lauzon
Concentration en chlorophylle A [mg/l]	0	0	0
Concentration en coliformes [nb/100ml]	2000	2000	2000
Demande biochimique en oxygène (DBO5) [mg/l]	12,16	12,16	12,16
Concentration en azote ammoniacal NH3 [mg/l]	8,44	8,44	8,44
Concentration en azote-nitrites N-NO2 [mg/l]	0,58	0,575	0,575
Charge en azote-nitrates N-NO3 [mg/L]	0,58	0,575	0,575
Charge en azote organique [mg/L]	0	0	0
Concentration en oxygène dissous [mg/l]	5	5	5
Charge en phosphore dissous [mg/L]	0	0	0
Charge en phosphore organique [mg/L]	2,05	1,01	1,01
Débit en aval du tronçon [m3/s]	0,003	0,0191	0,0377
Concentration des sédiments en suspension [mg/l]	12,81	0,00024	0,00048
Température eau [C]	15	15	15

