

**Identification des communautés de référence de macro-invertébrés
pour l'évaluation du niveau d'intégrité écologique
des écosystèmes aquatiques :
Comparaison des approches *a priori* et *a posteriori* et proposition d'un
indice multivarié**

Réalisé par Martine Grenier, M.Sc.
Étudiante au doctorat
Direction : Alain N. Rousseau (INRS)
et Stéphane Campeau (UQTR)
Centre Eau, Terre et Environnement
Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE)
490, rue de la Couronne, Québec (QC), G1K 9A9

Sous la supervision de Lyne Pelletier, M.Sc.
Direction du suivi de l'état de l'environnement,
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs,
675, boul. René-Lévesque Est, 7^e étage, Québec, Québec, G1R 5V7

Rapport interne n. 236

Novembre 2007

TABLE DES MATIÈRES

Table des matières	iii
Liste des figures	v
Liste des tableaux	vii
Liste des tableaux	vii
Liste des sigles	ix
Liste des sigles	ix
Résumé	xi
1. Introduction	1
2. Méthodologie	3
2.1 Territoire à l'étude	3
2.2 Données disponibles.....	5
2.2.1 Macro-invertébrés.....	5
2.2.2 Physico-chimie de l'eau.....	6
2.2.3 Habitat.....	6
2.2.4 Bassin versant.....	7
2.3 Analyse des données	7
2.3.1 Procédure suivi afin d'identifier les biotypes de macro-invertébrés de référence....	7
2.3.2 Classification des communautés de macro-invertébrés	9
2.3.3 Analyse de l'homogénéité à l'intérieur et la différence entre les biotypes de la classification	9
2.3.4 Familles indicatrices	10
2.3.5 Relation entre les communautés de macro-invertébrés et les variables environnementales : les ordinations	11
2.3.5.1 Analyse des correspondances.....	11
2.3.5.2 Analyse des correspondances redressée (DCA; detrended correspondence analysis)	12
2.3.5.3 Analyse canonique des correspondances (CCA; canonical correspondence analysis) et analyse de redondance (RDA; redundancy analysis)	12
2.3.6 Métriques et les indices multimétriques (multivariables)	13
3. Résultats	15
3.1 Classification des communautés de macro-invertébrés.....	15
3.1.1 Relation entre les communautés et les variables environnementales.....	18
3.1.2 Familles indicatrices	20
3.1.3 Métriques et indices biologiques	21
3.2 Biotype typique de conditions légèrement impactées	21
3.2.1 Relation entre les communautés et les variables environnementales.....	25
3.2.2 Métriques et indices biologiques	27
3.3 Biotypes de référence.....	28
3.3.1 Relation entre les communautés et les variables environnementales.....	32
3.3.2 Familles indicatrices	36
3.3.3 Métriques et indices biologiques	36
3.4 Comparaison des classifications a priori et a posteriori.....	36
4. Discussion et conclusion	37
4.1 Analyse des biotypes en fonction des gradients environnementaux	37

4.1.1 Biotypes altérés	37
4.1.2 Biotype légèrement impacté : zone grise.....	37
4.1.3 Biotypes de référence.....	38
4.2 Comparaison des approches a priori et a posteriori	39
4.2.1 Sélection des sites de référence.....	39
4.2.2 Classification des communautés de référence.....	40
4.2.3 Analyse de l'homogénéité à l'intérieur et la différence entre les biotypes de référence	41
4.3 Propositions pour le développement d'un indice de suivi de l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques.....	42
4.3.1 Indice multivarié	42
4.3.2 Indice multimétrique.....	44
5. Remerciements	45
Bibliographie	47
Annexes.....	55
Annexe A. Description des sites d'échantillonnage	55
Annexe B. Description des variables environnementales	57
Annexe C. Définition des métriques et indices multimétriques sélectionnés	61
Annexe D. Codes et liste des taxons.....	63
Annexe E. Cartes de distribution des familles des six biotypes de macro-invertébrés formées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen.	65
Annexe E. Cartes de distribution des familles des six biotypes de macro-invertébrés formées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen.	65
Annexe E. Cartes de distribution des familles des six biotypes de macro-invertébrés formées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (suite).....	67
Annexe F. Familles indicatrices des différents niveaux de différenciation des six biotypes de macro-invertébrés formées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen.....	69
Annexe G. Cartes de distribution des familles des quatre biotypes de macro- invertébrés peu ou pas altérés formées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen.....	71
Annexe G. Cartes de distribution des familles des quatre biotypes de macro- invertébrés peu ou pas altérés formées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen.....	71
Annexe G. Cartes de distribution des familles des quatre biotypes de macro- invertébrés peu ou pas altérés formées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (suite)	72
Annexe H. Familles indicatrices des différents niveaux de différenciation des quatre biotypes peu ou pas altérés de macro-invertébrés formées à partir de la carte auto- organisatrice de Kohonen.....	73
Annexe I. Comparaison du niveau d'altération des sites déterminés <i>a priori</i> et <i>a posteriori</i>.....	74

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : localisation des stations d'échantillonnage 2003-2005.....	3
Figure 2 : représentation schématique des étapes suivies pour déterminer les sites de référence à partir des communautés de macro-invertébrés benthiques.....	8
Figure 3 : représentation des six biotypes de macro-invertébrés formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen.....	16
Figure 4 : a) analyse des correspondances (CA) représentant la position des échantillons et des biotypes (axes 1 et 2); b) analyse des correspondances (CA) représentant la position des indices multimétriques West Virginia modifié (IMIBWVF), Average score per taxon (ASPT) et Hilsenhoff à la famille (FBI), et autres métriques, par rapport aux échantillons et aux biotypes (axes 1 et 2).....	18
Figure 5 : analyse canonique des correspondances (CCA) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives (axes 1 et 2).	20
Figure 6 : représentation des quatre biotypes de macro-invertébrés peu ou pas altérés formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen	22
Figure 7 : a) analyse des correspondances (CA) représentant la position des échantillons et des biotypes en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 2). b) analyse des correspondances (CA) représentant la position des indices multimétriques West Virginia modifié (IMIBWVF), Average score per taxon (ASPT) et Hilsenhoff à la famille (FBI), et autres métriques par rapport aux échantillons et aux biotypes en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 2).....	24
Figure 8 : analyse des correspondances (CA) représentant la position des échantillons et des biotypes en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 3).....	25
Figure 9 : a) analyse de redondance (RDA) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 2). b) analyse de redondance (RDA) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 3).	27
Figure 10 : a) analyse des correspondances (CA) représentant la position des échantillons et des biotypes en conditions de référence (axes 1 et 2). b) analyse des correspondances (CA) représentant la position des indices multimétriques West Virginia modifié (IMIBWVF), Average score per taxon (ASPT) et Hilsenhoff à la famille (FBI), et autres métriques, par rapport aux échantillons et aux biotypes (axes 1 et 2).	30
Figure 11 : a) analyse des correspondances (CA) représentant la position des échantillons et des biotypes en conditions de référence (axes 1 et 3). b) analyse des correspondances (CA) représentant la position des indices multimétriques West Virginia modifié (IMIBWVF), Average score per taxon (ASPT) et Hilsenhoff à la famille (FBI), et autres métriques, par rapport aux échantillons et aux biotypes (axes 1 et 3).	32
Figure 12 : a) analyse de redondance (RDA) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives en conditions de référence (axes 1 et 2). b) analyse de redondance (RDA) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives en conditions de référence (axes 1 et 3).....	35

Figure 13 : indice macro-invertébré multivarié proposé. Les différentes couleurs représentent les bandes de dégradation. Les codes représentent les codes d'identification des échantillons (voir Annexe A).....43

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Valeurs minimales, maximales, médianes et moyennes pour la qualité de l'eau des régions naturelles de la Plaine du moyen Saint-Laurent et des Plateaux d'Estrie-Beauce en fonction des sites à l'étude.....	5
--	---

LISTE DES SIGLES

AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
CIC	Canards Illimités Canada
CSL	Service canadien de la faune
MAPAQ	ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
MDDEP	ministère du Développement durable, de l'environnement et des Parcs
MRNF	ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec
MRNFP	ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec
SCF	Service canadien de la faune

Résumé

1. Dans l'Approche par Conditions de Référence (RCA), l'identification des conditions de référence biologiques est la base qui permet d'évaluer le niveau d'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques et le développement de biocritères. Toutefois, il n'y a pas de consensus parmi les scientifiques sur la définition des conditions de référence et sur la façon de les identifier.
2. L'objectif de cette étude était : 1) de proposer une méthode de sélection *a posteriori* des sites de référence écologiques basée sur la structure des communautés de macro-invertébrés, 2) de comparer les sites sélectionnés par les approches *a posteriori* et *a priori*, 3) de tester la capacité de métriques et d'indices biotiques à différencier les conditions de référence des conditions altérées, et 4) de proposer un indice multivarié basé sur une ordination.
3. La sélection des sites de référence a été réalisée à partir d'une classification *a posteriori* des sites uniquement en fonction de la structure des communautés de macroinvertébrés, donc sans présupposition sur la distribution des communautés biologiques en fonction de facteurs abiotiques. Cette approche diffère des approches multimétriques et multivariées dans lesquelles la sélection des sites de référence est basée sur des critères abiotiques. La procédure proposée a permis l'identification des trois biotypes de référence (biotypes), un biotype légèrement altéré et trois biotypes altérés. Les biotypes de référence diffèrent principalement en fonction des concentrations naturelles en carbone organique dissous (COD) et de l'ordre du cours d'eau et représentent davantage un *continuum* sur le gradient de variation naturel que des entités discrètes.
4. La comparaison entre les approches *a posteriori* et *a priori* a démontré que les deux approches ont sélectionné les mêmes sites de référence, sauf pour le site de la rivière Desbarats identifié *a posteriori* légèrement altéré, plutôt qu'un site de référence. L'approche *a posteriori* a permis la classification des communautés de référence et l'identification des facteurs de variabilité naturelle qui expliquent la différence entre elles. L'approche *a posteriori* a également permis d'identifier à quel biotype de référence un site test devrait être comparé.
5. Les indices FBI, ASPT et IWIBWV_r ont différencié les sites de référence des sites altérés, mais l'indice ASPT n'a pas différencié les sites légèrement altérés des sites de référence. Toutefois, les trois indices surestiment l'altération des sites de référence avec des concentrations naturelles en carbone organique dissous.
6. Un indice multivarié, développé à partir d'une analyse des correspondances, a été proposé. L'indice utilise l'ensemble de l'information fournie par la structure des communautés biologiques et résume les relations multidimensionnelles en quelques axes non-corrélés. Cette approche permet l'évaluation du niveau d'altération d'un site en fonction d'une « distance » par rapport aux conditions de référence le long du gradient d'altération. L'évaluation de la distance, entre un site test et ces conditions de référence appropriées, a permis d'obtenir un gradient de valeurs indicielles et des classes de dégradation indiquant différents niveaux de dégradation. Le seuil entre les niveaux de dégradation ont été établis en fonction de différences écologiquement significatives (valeur de *p* entre les biotypes) entre les biotypes, afin d'éviter d'établir des classes de dégradation subjectives.

1. Introduction

Selon l'Approche par Conditions de Référence (Reference Condition Approach; RCA), **l'évaluation de l'intégrité d'un écosystème aquatique doit être effectuée en comparant les conditions écologiques actuelles d'un écosystème avec ses conditions de référence.** 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). Suivant ces considérations, les conditions de référence devraient idéalement correspondre à **l'état naturel d'un écosystème ou aux conditions les moins altérées** (*minimally or least disturbed condition*) d'une région. Une fois les conditions de référence biologiques établies pour chaque site, 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). L'identification des conditions de référence est donc un élément critique pour l'évaluation de l'intégrité écologique et pour l'identification des objectifs de restauration des écosystèmes aquatiques.

Les communautés aquatiques étant les premiers éléments affectés par les modifications physiques et chimiques des écosystèmes, la Directive Cadre Européenne sur l'eau (DCE; Commission européenne, 2000) et le Rapid Bioassessment Protocol (USEPA; Barbour *et al.*, 1999) recommandent leurs utilisations pour le suivi de l'intégrité écologique des eaux de surface. Les bio-indicateurs les plus utilisés sont les macro-invertébrés, les diatomées et les poissons. L'application de la RCA basée sur les communautés biologiques a conduit au développement de systèmes de gestion permettant d'évaluer le niveau d'intégrité écologique à partir des communautés de macro-invertébrés et l'identification de biocritères. Les systèmes les plus connus sont le River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS; Wright *et al.*, 1993; Royaume-Uni) et ses dérivés, l'Australian River Assessment System (AusRivAS; Parsons et Norris, 1996; Australie), le Benthic Assessment of Sediment (BEAST; Reynoldson *et al.*, 1995; Canada), et les indices multimétriques américains (ex., B-IBI; Kerans et Karr 1994; Barbour *et al.*, 1995, 1999). Les biocritères sont des valeurs numériques ou des expressions narratives qui décrivent les conditions biologiques des communautés aquatiques d'un écosystème donné par comparaison avec celles des conditions de références appropriées (Gibson *et al.*, 1996) et par conséquent, servent de standard d'intégrité pour le suivi biologique. Le Clean Water Act (CWAP, 1998) américain et la Directive Cadre Européenne requièrent le développement et l'utilisation de biocritères pour le suivi de l'intégrité écologique et la poursuite d'objectif de restauration des écosystèmes aquatiques. Aucune législation n'exige l'utilisation de biocritères actuellement au Canada, ni en Australie (CCME, 2006).

L'identification de biocritères et l'évaluation de l'intégrité écologique se basent généralement sur la RCA. Bowman et Somers (2005) ont illustré qu'il y a quatre décisions-clés inhérentes à la RCA qui peuvent affecter grandement l'évaluation d'un site « test » dans l'élaboration de biocritères. Ces décisions correspondent aux quatre étapes principales de la RCA : (1) sélectionner les sites de référence, (2) classier (grouper) les sites de référence en groupes biologiques similaires (biotypes), (3) comparer un site « test » aux biotypes de référence; et (4) diagnostiquer la cause d'une dégradation. Quatre questions s'imposent : qu'est-ce qu'un site de référence et comment le sélectionner? Combien y a-t-il de biotypes de référence et

comment les sélectionner? Combien y a-t-il de sites de référence dans chaque biotype de référence? Qu'est-ce qu'un effet écologique significatif?

Les approches multivariée et multimétrique se basent sur la RCA pour l'évaluation de l'intégrité écologique. Bien que les critères diffèrent, les approches multimétrique américaines (ex., Hughes *et al.*, 1986) et multivariée de RIVPACS et ses dérivés (ex., Reynoldson *et al.*, 1997) sélectionnent toutes deux leurs sites de référence *a priori*. La méthode *a priori* sélectionne les sites en fonction de critères physico-chimiques et biogéographiques (utilisation du sol, écorégion), alors que la méthode *a posteriori* sélectionne les sites en fonction de la composition de la communauté biologique. Au Canada, la sélection des sites de référence, ayant mené au développement de l'Indice Diatomée de l'Est du Canada (IDEC), a été réalisée *a posteriori* en fonction de la structure de la communauté de diatomées (Grenier *et al.*, 2006).

Les approches multivariée et multimétrique diffèrent principalement en fonction de la classification des sites de référence et de l'évaluation de la « distance » à la référence. L'approche multimétrique américaine se base sur la présupposition de la similarité des communautés biologiques en fonction de variables abiotiques, telles l'écorégion ou la sous-écorégion (Hughes *et al.*, 1986). Différentes propriétés de la communauté, appelées métriques, telles que la richesse taxonomique (nombre de taxons), la composition (ex. pourcentage de chironomides), la tolérance (indice biotique Hilsenhoff) et les groupes fonctionnels (pourcentage de filtreurs) sont calculées pour chaque type de cours d'eau, dans chaque écorégion (ex. Barbour *et al.*, 1995). Les métriques qui discriminent le mieux les sites de référence des sites « test » sont combinées pour former un seul indice multimétrique. La gamme des valeurs obtenues pour chaque métrique en conditions de références sélectionnées devient le point à partir duquel est évaluée la dégradation des autres sites.

Dans l'approche multivariée, la classification des sites de référence est réalisée *a posteriori* plutôt qu'*a priori*. 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 site « test » (communauté observée) est ensuite comparé au biotype de référence approprié (communauté attendue) à partir des modèles qui prédisent la relation entre les variables environnementales discriminantes et les biotypes de référence. La composition taxonomique de la communauté observée est ensuite comparée au biotype de référence à l'aide de méthodes multivariées. RIVPACS, AusRivAS et BEAST sont les principaux systèmes multivariés utilisés à travers le monde. Récemment, l'Indice diatomée de l'Est du Canada (IDEC; Lavoie *et al.*, 2006) a été développé suivant une approche similaire.

La présente étude visait à : 1) proposer une méthode de sélection *a posteriori* des sites de référence écologique basée sur la structure des communautés de macro-invertébrés, 2) comparer les sites sélectionnés par les approches *a posteriori* et *a priori*, 3) tester la capacité de métriques et d'indices biotiques à différencier les conditions de référence des conditions altérées; et 4) proposer un indice multivarié basé sur une ordination. Cette étude a également permis d'identifier les variables environnementales qui ont un effet significatif sur la structure des communautés de macro-invertébrés. Basées sur les résultats de cette étude, des méthodes sont suggérées pour la sélection des sites de référence et l'établissement de classes d'altération correspondant à des seuils écologiques pour le développement de biocritères.

2. Méthodologie

2.1 Territoire à l'étude

31 sites ont été échantillonnés à la fin des étés et des automnes 2003 à 2005 (Figure 1). Ces sites sont identifiés par un numéro d'identification temporaire désigné par le MDDEP. Sur les 31 sites d'échantillonnage, les sites des rivières Boyer Nord, Boyer Sud, des Abénaquis et le ruisseau sans nom (Etchemin) ont été échantillonnés en 2003-2004-2005 (codés « 03-04-05 » à la fin des noms de sites). Un total de 39 échantillons a fait l'objet de cette étude. La description des sites d'échantillonnage est disponible dans l'Annexe A. Un nombre plus important de sites se trouvent dans cinq grands bassins versants et certains de leurs tributaires principaux : Chaudière, Etchemin, Du Chêne, Du Sud et Boyer. 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 Basses-Terres du Saint-Laurent se localisent dans la région naturelle de la Plaine du moyen Saint-Laurent. Les 16 sites des Appalaches se localisent dans la région naturelle du Plateau d'Estrie-Beauce.

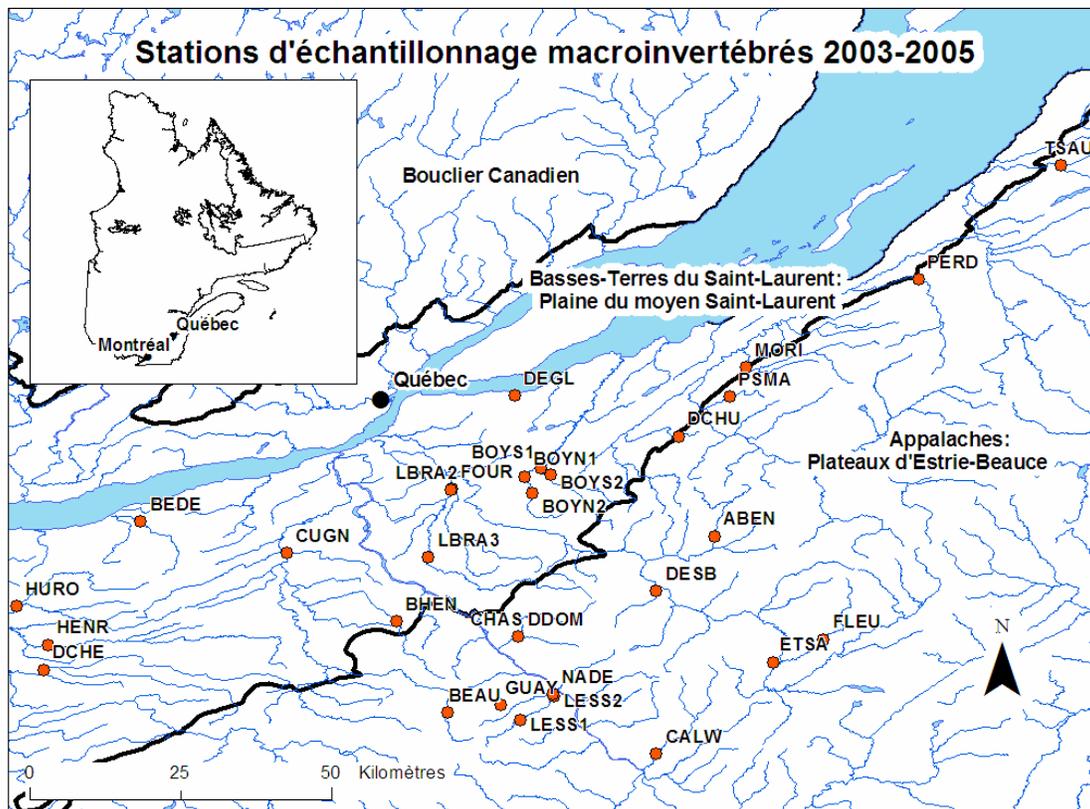


Figure 1 : Localisation des stations d'échantillonnage 2003-2005. La description des sites d'échantillonnage est disponible dans l'Annexe A.

La région de la Plaine du moyen Saint-Laurent est située dans la partie nord-est des BT. La roche-mère sédimentaire date surtout de période ordovicienne et également cambrienne. Elle

est principalement composée de roches argileuses (shiste, mudrock) et de roches siliceuses (grès, quartzite, conglomérat) (Bobée *et al.*, 1977). La roche-mère a d'abord été recouverte de till glaciaire, lui-même recouvert surtout par un épais dépôt marin et fluvio-glaciaire. Cette région est plus densément peuplée que les AP et est caractérisée par une agriculture extensive. Les cours d'eau à l'étude y ont généralement des concentrations élevées en nutriments, une forte conductivité et une turbidité élevée (Tableau 1). Certains cours d'eau, à l'étude dans cette région des Basses-Terres du Saint-Laurent, 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.

Les Appalaches se composent de deux régions naturelles avec une géologie complexe qui se divise en zones montagneuses et en zones de bas-plateaux. La région à l'étude se localise en zone de bas-plateaux, les Plateaux d'Etrie-Beauce, région 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 (shistes, 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. Les cours d'eau à l'étude ont généralement un faible niveau de nutriments, de conductivité et de turbidité (Tableau 1).

La méthode d'échantillonnage monohabitat (*single habitat*) a été privilégiée dans cette étude (Barbour *et al.*, 1999; Stark *et al.*, 2001; MDDEP en préparation). L'échantillonnage des macro-invertébrés a été restreint aux petits cours d'eau dont la profondeur n'excède pas un mètre, communément appelés cours d'eau « marchables » (*wadeable*), (1^{er}, 2^e, 3^e et 4^e ordre de Strahler; défini sur une carte topographique 1:20 000) à substrat rocheux et davantage à écoulement rapide.

Tableau 1. Valeurs minimales, maximales, médianes et moyennes pour la qualité de l'eau des régions naturelles de la Plaine du moyen Saint-Laurent et des Plateaux d'Etrie-Beauce en fonction des sites à l'étude.

Variables	Description	Plaine du moyen Saint-Laurent				Plateaux d'Etrie-Beauce			
		Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum	Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum
ALC	Alcalinité (mg•L-1 A)	3,30	76,00	76,23	170,00	3,40	24,55	26,61	66,00
COD	Carbone organique dissous (mg•L-1 C)	4,00	6,60	8,02	19,30	3,00	5,80	6,49	14,80
CON	Conductivité (µS•cm-1)	30,00	309,00	317,47	640,00	24,00	74,50	90,00	244,00
NTOT	Azote total (mg•L-1 N)	0,37	3,10	2,98	6,20	0,00	0,41	0,44	1,32
O2	Oxygène dissous (mg•L-1)	8,00	11,00	11,26	14,00	8,00	10,00	10,20	13,00
PH	pH	7,00	8,60	8,45	9,00	5,90	7,40	7,35	8,00
PTOT	Phosphore total (mg•L-1 P)	0,01	0,03	0,03	0,07	0,01	0,01	0,01	0,03
SS	Solides en suspension (mg•L-1)	1,00	3,00	3,36	7,00	0,00	1,45	1,79	7,00
TEMP	Température (°C)	15,00	20,00	20,16	29,00	14,00	18,00	17,90	22,00
TUR	Turbidité (UNT)	2,40	7,10	13,45	61,00	0,50	1,75	3,21	19,00

2.2 Données disponibles

2.2.1 Macro-invertébrés

Les macro-invertébrés benthiques ont été échantillonnés pendant la période d'étiage, soit entre septembre et octobre 2003, 2004 et 2005. L'échantillonnage a été réalisé avec un filet troubleau ou D-net (maille 600 µm) et les macro-invertébrés 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 créés par la présence de seuils (*riffle*) sur un tronçon de 100 mètres. L'échantillon composite (20 coups) a été conservé dans l'alcool à 95 %. Cette méthodologie a été adaptée de Barbour *et al.*, (1999) et de Stark *et al.*, (2001) par le MDDEP (en préparation).

Chacun des 39 échantillons composites a été rincé préalablement sur des tamis (plus petite maille 600 µm) et ensuite déposé dans un plateau de fractionnement Caton de dimension de 30 cm par 36 cm séparé en 30 carreaux. La méthode de sous-échantillonnage utilisée est basée sur un compte-fixe. Ainsi, des carreaux ont été choisis de façon aléatoire, jusqu'à l'obtention d'au moins 200 organismes. La procédure détaillée se trouve dans MDDEP (en préparation). La plupart des organismes (surtout les insectes) ont été identifiés au genre. Toutefois, pour les fins de cette étude, le niveau d'identification a été ramené à la famille. Ce niveau d'identification est approprié pour des programmes d'évaluation biologique (Rosenberg *et al.*, 1999; Reynoldson *et al.*, 2001; Feio *et al.*, 2006).

Au total, environ 160 taxons de macro-invertébrés ont été distingués au niveau taxonomique du genre et 77 au niveau taxonomique de la famille et autres niveaux supérieurs. La structure des communautés de macro-invertébrés est exprimée en abondance relative.

2.2.2 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 chacun des sites d'échantillonnage ont été évalués afin d'identifier les variables environnementales ayant une influence sur la structure des communautés de macro-invertébrés. Certaines variables ont été transformées afin d'améliorer leur normalité et de réduire l'effet des valeurs extrêmes. La description des variables environnementales est disponible dans l'Annexe B.

Les échantillons d'eau ont été prélevés à trois reprises à intervalle d'un mois, soit deux fois avant l'échantillonnage des macro-invertébrés (juillet, août) et une fois à l'échantillonnage de ces derniers (septembre). Les prélèvements d'eau ont été réalisés selon la méthodologie décrite dans Hébert et Légaré (2000). Les analyses d'eau ont été réalisées par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Toutefois, 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'Université du Québec à Montréal (GREAU) et l'analyse de la turbidité et des solides en suspension par le laboratoire de recherche sur les bassins versants de l'Université du Québec à Trois-Rivières. Les mesures de pH, de conductivité, de température et d'oxygène dissous, ont été prises *in situ* à l'aide de sondes YSI. Les variables suivantes ont été considérées dans l'étude : le phosphore total (persulfate), l'azote total, le pH, la conductivité, la température, l'oxygène dissous, la turbidité, les solides en suspension, l'alcalinité et le carbone organique dissous. L'alcalinité n'a pas été mesurée pour cinq sites (DCHU0104, LESS0204, NADE0104, PSMA0104, DEGL0104). Nous avons donc prédit les valeurs manquantes à partir d'un modèle de régression multiple. La médiane des variables physico-chimiques a été calculée à partir de trois échantillons et utilisée afin de réduire l'effet des valeurs extrêmes.

2.2.3 Habitat

Les caractéristiques du tronçon de cours échantillonnés, 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 maximum de la rivière, et le type d'écoulement (% type fosse, % régulier, % vif-rapide), la vitesse du courant, l'ordre du cours d'eau et l'altitude du site. Les caractéristiques du lit du cours d'eau considérées sont : la composition du substrat (% argiles-limons, % sable, % gravier, % galet, % bloc, % roc).

L'évaluation 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, en préparation). Ce protocole considère dix variables de l'habitat, chacune évaluée sur une échelle de 0 à 20. La somme des valeurs associées 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 (indice), l'ensablement/envasement (indice), le régime vitesse/profondeur (indice), la sédimentation (indice), le degré de marnage (indice),

la modification du cours d'eau (indice), la fréquence des seuils (indice). De plus, les caractéristiques de la bande riveraine considérées sont : la stabilité des berges (indice), la protection végétale de la berge (indice) et la largeur de la bande végétale. La composition de la bande riveraine a été évaluée (% artificielle, % sol nu, % herbacée, % arbustive, % arborescente, % pâturage, % cultures, % fourrages), ce qui a conduit au développement d'un indice de qualité de la bande riveraine (Saint-Jacques et Richard, 1998).

2.2.4 Bassin versant

Un système d'information géographique (ArcGIS, version 8, ESRI Redlands, California) a été utilisé pour établir les caractéristiques du bassin versant en amont de chaque site d'échantillonnage. Les variables calculées sont : l'aire du bassin versant, la géologie (roches felsiques, mafiques, ultra-mafiques, gneiss et paragneiss, siliceuses, argileuses, carbonatées), les dépôts de surface (alluvions, fluvioglaciaires, dépôts lacustres, dépôts glaciaires,affleurement rocheux, dépôts marins), l'utilisation du sol (% forestier, % agriculture, % milieux humides, % urbain) et la région naturelle. Les données précédentes ont été rendues disponibles par différentes agences gouvernementales. Les cartes géologiques proviennent du ministère des Ressources naturelles du Québec. La numérisation des bassins versants a été réalisée par la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSEE) du 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, MRNFP, MAPAQ, AAC, CSL).

2.3 Analyse des données

2.3.1 Procédure suivie afin d'identifier les biotypes de macro-invertébrés de référence

Les sites de référence ont d'abord été sélectionnés *a priori* par le MDDEP (Annexe I). Cette sélection a été basée premièrement 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 perte de la végétation riveraine, la présence de terres agricoles, le développement et l'urbanisation se devaient d'être absents ou minimaux. La qualité physico-chimique de l'eau (tels l'azote total, le phosphore total, la conductivité, etc.) a également été considérée dans la sélection des sites de référence. Des critères quantitatifs (habitat, physico-chimie, occupation du territoire) seront 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 les sites de référence *a posteriori* en fonction de la structure des communautés de macro-invertébrés. Elle est inspirée de l'approche utilisée par Grenier *et al.*, (2006) pour identifier les biotypes de diatomées de référence des rivières du Québec (Figure 2).

1. Dans un premier temps, les communautés de macro-invertébrés, altérées et non-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 macro-invertébrés de la région à l'étude et d'identifier les biotypes de référence. Les indices biotiques, calculés à partir des mêmes échantillons, ont été représentés dans les ordinations afin d'identifier les métriques et indices biotiques concordants davantage avec l'axe de dégradation des ordinations. Ceux-ci représentent d'éventuels indices biotiques pouvant être utilisés pour le biomonitoring 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. Si un gradient d'altération persiste, le(s) biotype(s) représentant un niveau d'altération est retiré et considéré comme représentant des conditions « légèrement impactées » plutôt que des conditions de référence;
4. Finalement, la dernière étape a permis d'identifier les « vrais » biotypes de référence à partir d'ordinations. Cette procédure permet d'identifier des sites de référence provenant de différents environnements en fonction de la structure des communautés de macro-invertébrés.

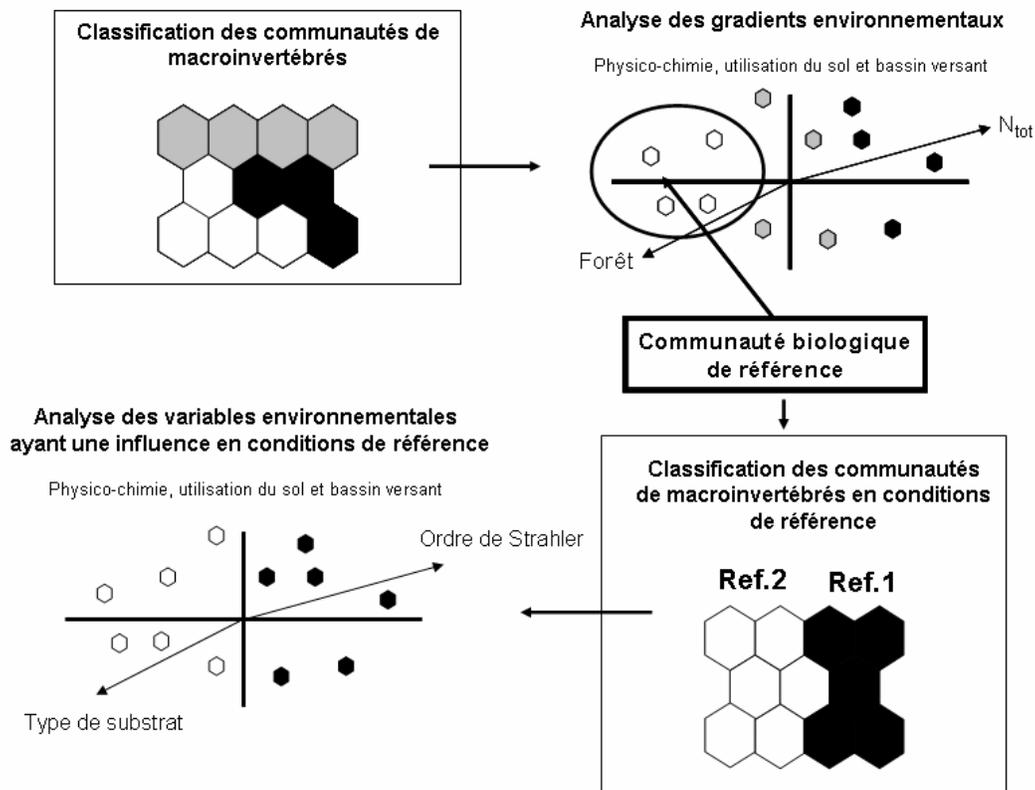


Figure 2 : Représentation schématique des étapes suivies pour déterminer les sites de référence à partir des communautés de macro-invertébrés benthiques.

2.3.2 Classification des communautés de macro-invertébrés

Les classifications des communautés de macro-invertébrés (en toutes conditions et en conditions de référence) ont été produites à l'aide des cartes auto-organisatrices de Kohonen (SOM; Kohonen 1982, 2001) combinées avec une classification hiérarchique de Ward.

Les cartes auto-organisatrices de Kohonen sont un type de réseaux neuronaux 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. Elle a donc été utilisée dans cette étude. 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 représente visuellement par une échelle de gris entre les cellules de la SOM. Un cluster de Ward (Legendre et Legendre, 1998), issu de la *U-matrix*, a été utilisé pour classifier les cellules en un nombre réduit de biotypes. Une formule a été utilisée pour calculer le nombre de cellules requises (Y.-S. Park, communication personnelle, 2003). Les cartes de distribution (*distribution maps* ou *component planes*), issues de la carte de Kohonen, permettent de visualiser et de suggérer quelles familles contribuent davantage à la formation de chaque biotype.

Les SOM ont été produites à partir du logiciel MATLAB (version 6.0. The MathWorks inc., Natick, Massachusetts) avec un programme réalisé par Giraudel et Lek (2001) du Laboratoire Dynamique de la Biodiversité (Université Paul Sabatier, Toulouse, France). La fonction est également disponible au www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox. Des informations supplémentaires sur la théorie des SOM et ses applications en écologie peuvent être obtenues dans Kohonen (2001) et Park *et al.* (2003).

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

La procédure de permutation multiréponses (multiresponse permutation procedure; MRPP) a été utilisée afin de tester l'homogénéité à l'intérieur des biotypes et la différence entre les biotypes issus de la SOM.

La MRPP 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 MRPP 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 (Δ 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 0 (pas de similarité entre les membres du groupe) et 1 (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 comme 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). La signification statistique (valeur de p) est toutefois influencée par la taille de l'échantillon (McCune et Mefford, 1999). Le nombre peu élevé de sites d'échantillonnage (39) dans la présente étude a amené à considérer une valeur de 0,05 comme étant significative. Une bonne introduction à la méthode est disponible dans l'annexe de Biondini *et al.* (1985). Plus de détails sont disponibles dans Berry *et al.* (1983) et Mielke (1984). Diverses applications écologiques sont présentées dans Zimmerman *et al.* (1985).

Le test de permutation multiréponses a été calculé à l'aide du logiciel PC-ORD (version 4, MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon; McCune and Mefford 1999).

2.3.4 Familles indicatrices

Les familles indicatrices de chaque biotype et de chaque niveau de classifications (en toute condition et en condition de référence) ont été identifiées. Cette information permet d'identifier les familles de macro-invertébrés typiques de conditions environnementales particulières, donc leur écologie dans la région à l'étude.

La méthode présuppose que deux ou plusieurs biotypes d'échantillons ont été préalablement formés à partir de l'abondance des familles de macro-invertébrés. Les familles indicatrices sont définies comme étant les familles les plus typiques de chaque biotype, donc trouvées le plus souvent dans un seul biotype de la classification et présentes dans la majorité des sites appartenant à ce même biotype (Dufrêne et Legendre, 1997). Cet indice tient compte de l'abondance et de la probabilité d'occurrence de chaque famille dans chaque biotype. Une valeur indicatrice élevée d'une famille pour un biotype signifie qu'elle caractérise fortement celui-ci. La méthode combine donc des informations sur l'abondance des familles dans un biotype donné et la fréquence d'occurrence d'une famille dans ce même biotype. La méthode produit des valeurs indicatrices pour chaque famille dans chaque biotype. Un test de permutation (test de 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'une famille dans un biotype n'est pas due au hasard. Pour chaque famille :

- On calcule la proportion de l'abondance d'une famille dans un biotype par rapport à la proportion de celle-ci dans tous les autres biotypes;
- On calcule la fréquence d'occurrence relative de la famille dans les échantillons du biotype, *i.e.* le pourcentage d'échantillons dans le biotype qui contient cette famille;

- 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 famille pour chaque biotype;
- La valeur indicatrice la plus élevée d'une famille donnée pour un biotype détermine quelles conditions environnementales sont optimales pour celle-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 plus importante que ce qui aurait été obtenu par hasard, *i.e.* que la famille a une valeur indicatrice nulle.

Les valeurs indicatrices se situent entre 1 (pas indicatrice) et 100 (très indicatrice). Une indication maximale 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 $\leq 0,05$ a été retenu.

L'indice a été calculé à l'aide de PC-ORD (version 4, MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon; McCune and Mefford 1999).

2.3.5 Relation entre les communautés de macro-invertébrés et les variables environnementales : les ordinations

Deux types d'ordinations ont été utilisés dans l'étude, les analyses de gradients directs et indirects. Les analyses de gradients indirects permettent d'inférer les gradients environnementaux à partir de la position relative des sites et/ou taxons (Palmer, 1993). Les analyses de gradients directs diffèrent car les variables environnementales mesurées déterminent directement la position relative des sites et/ou taxons.

2.3.5.1 Analyse des correspondances (CA; correspondence analysis)

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

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. La CA 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.

2.3.5.2 Analyse des correspondances redressée (DCA; *detrended correspondence analysis*)

L'analyse des correspondances redressée (DCA; analyse indirecte) a été utilisée afin de déterminer quel type d'ordination (analyse canonique des correspondances (CCA) ou une analyse de redondance (RDA)) doit être utilisé pour identifier les variables environnementales qui ont une influence sur la structure des communautés de macro-invertébrés.

Hill et Gauch (1980) ont développé les analyses des correspondances « détendancées » (DCA) pour modifier la CA. Ces modifications visaient à corriger les deux défauts majeurs de la CA en forçant la séparation optimale des taxons : (1) l'extrémité des axes est souvent compressée par rapport à la portion centrale des axes et (2) 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 la DCA 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 $<$ que 1,5 écart types indique une relation linéaire, $>$ 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. La RDA doit être employée pour les relations linéaires et la CCA pour les relations unimodales.

2.3.5.3 Analyse canonique des correspondances (CCA; *canonical correspondence analysis*) et analyse de redondance (RDA; *redundancy analysis*)

L'analyse canonique des correspondances (CCA; analyse directe) et l'analyse de redondance (RDA; analyse directe) ont été utilisées afin d'identifier, *a posteriori*, les biotypes de référence. Elles ont également été utilisées pour identifier les variables environnementales qui expliquent une partie significative de la variance dans la structure des communautés de macro-invertébrés, en toutes conditions et en conditions de référence. Ces analyses ont ultimement permis d'interpréter la composition environnementale des principaux axes de variations des communautés représentées sur les CAs correspondantes.

La CCA et la RDA sont des combinaisons de l'analyse des correspondances (CA) 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. La CCA prend pour acquis que la distribution des taxons par rapport aux différentes variables environnementales est unimodale, alors que la RDA considère une distribution linéaire. Les sites ayant une abondance relative élevée d'un taxon seront positionnés à proximité de ce même taxon, et *vice versa* (CA). 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). La signification statistique de la relation entre les taxons et chaque variable environnementale peut être évaluée en utilisant les tests de permutation de Monte Carlo. 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.

Les communautés de macro-invertébrés ont été représentées sur les CCAs ou les RDAs. Les communautés localisées à l'inverse du gradient d'altération ont été considérées en tant que biotypes légèrement ou pas altérées. Des CCAs ou RDAs préliminaires ont été effectuées séparément pour les variables reliées à la physico-chimie, au bassin versant et à l'habitat. Les variables avec un facteur d'inflation de la variance (VIF) excédant 10 n'ont pas été incluses dans les analyses car elles sont 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 ($p \leq 0,05$). Les variables significatives des analyses préliminaires ont ensuite été réunies dans une analyse finale afin d'identifier les variables qui expliquent une grande partie de la variance des communautés de macro-invertébrés. La même procédure a été répétée pour éliminer la multicollinéarité et sélectionner les variables significatives. Les variables corrélées aux variables significatives ont été incluses dans l'ordination comme variables passives.

Le ratio CCA/DCA a permis d'évaluer la part de variance dans les taxons expliquée par les variables environnementales. Un ratio élevé signifie que les variables environnementales expliquent une large part de la variance dans les taxons distribuée sur l'axe en question.

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

2.3.6 Métriques et les indices multimétriques (multivariables)

Dix-huit métriques, basées sur la richesse taxonomique, la composition et la tolérance à la pollution, ont été calculés à partir des sites de référence sélectionnés (Annexe C). Ces différentes métriques sont couramment utilisées dans des programmes de surveillance biologique (Barbour *et al.*, 1999; Mandaville, 2002). Les métriques sont des caractéristiques du biota qui changent d'une façon prévisible avec l'augmentation des perturbations (Barbour *et al.*, 1999). Un indice multimétrique développé par l'Environmental Protection Agency de l'état du West Virginia et adapté par le MDDEP (Tetra Tech, 2000) a également été calculé (Annexe C). Les indices multimétriques sont généralement calculés à partir de combinaisons d'indices et de métriques déjà existants. Les métriques et indices biotiques ont été inclus dans les ordinations comme variables passives. La capacité d'une métrique ou d'un indice multimétrique 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 multimétriques appropriés pour l'évaluation de l'intégrité des écosystèmes aquatiques (Barbour *et al.*, 1999). Les valeurs de tolérance à la pollution des taxons sont issues des travaux de Hilsenhoff (1988), Barbour *et al.* (1999) et Bode *et al.* (2002).

3. Résultats

3.1 Classification des communautés de macro-invertébrés

Les 39 communautés de macro-invertébrés échantillonnées à la fin des étés 2003 à 2005 ont été classifiées en six communautés basées uniquement sur l'abondance relative des taxons (Figure 3). Les cartes de distribution de la SOM identifient les familles qui ont le plus contribué à discriminer les communautés (Annexe E). La description des codes de taxon est disponible dans l'Annexe D. La statistique \mathcal{A} révèle que l'homogénéité des communautés 4 à 6 est élevée (près de 0,1), et qu'elles sont significativement différentes les unes des autres ($p < 0,05$). Les communautés des biotypes 1 à 3 sont moins homogènes ($\mathcal{A} < 0,03$) et différentes ($p > 0,05$) les unes des autres que les communautés 4 à 6.

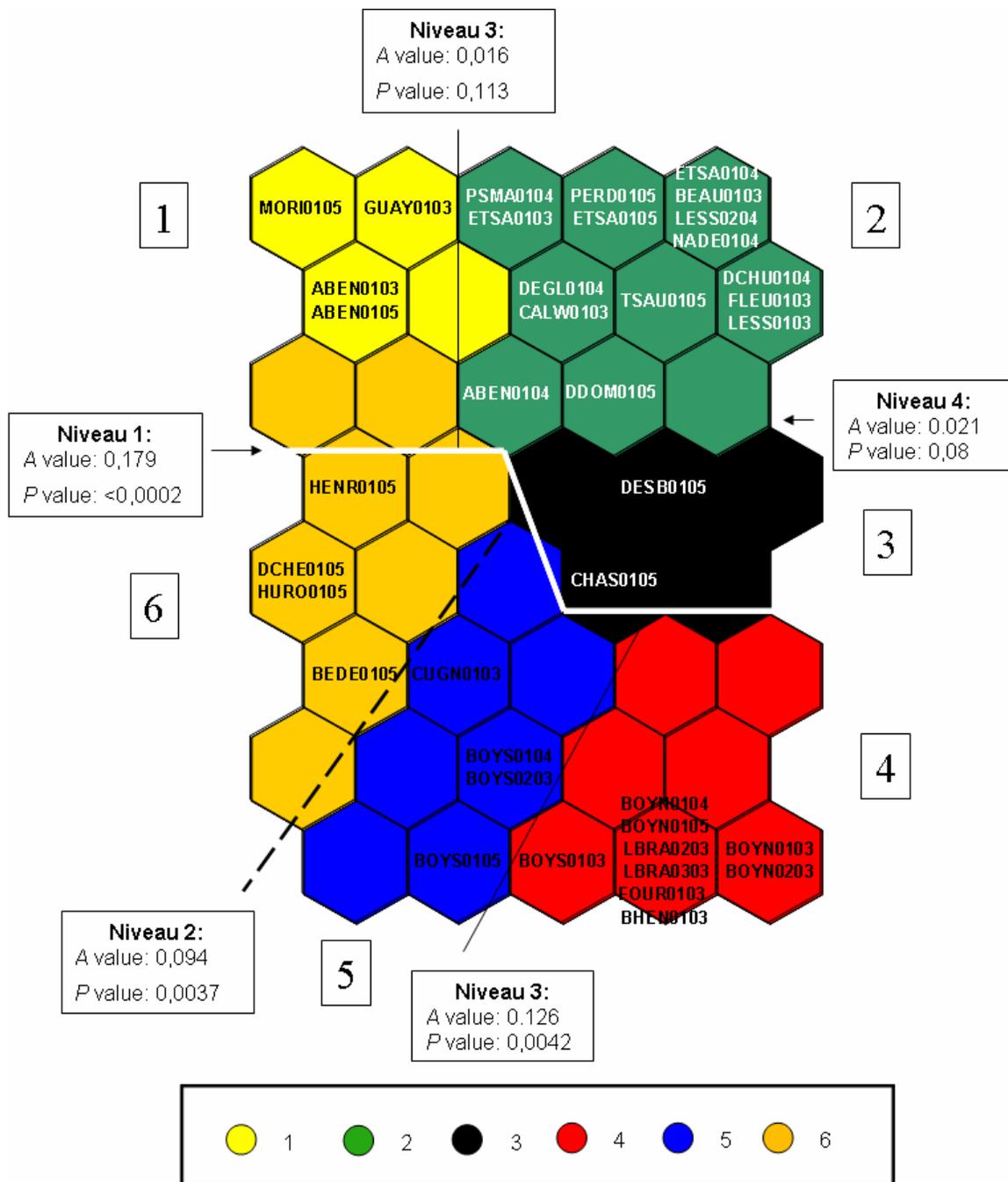
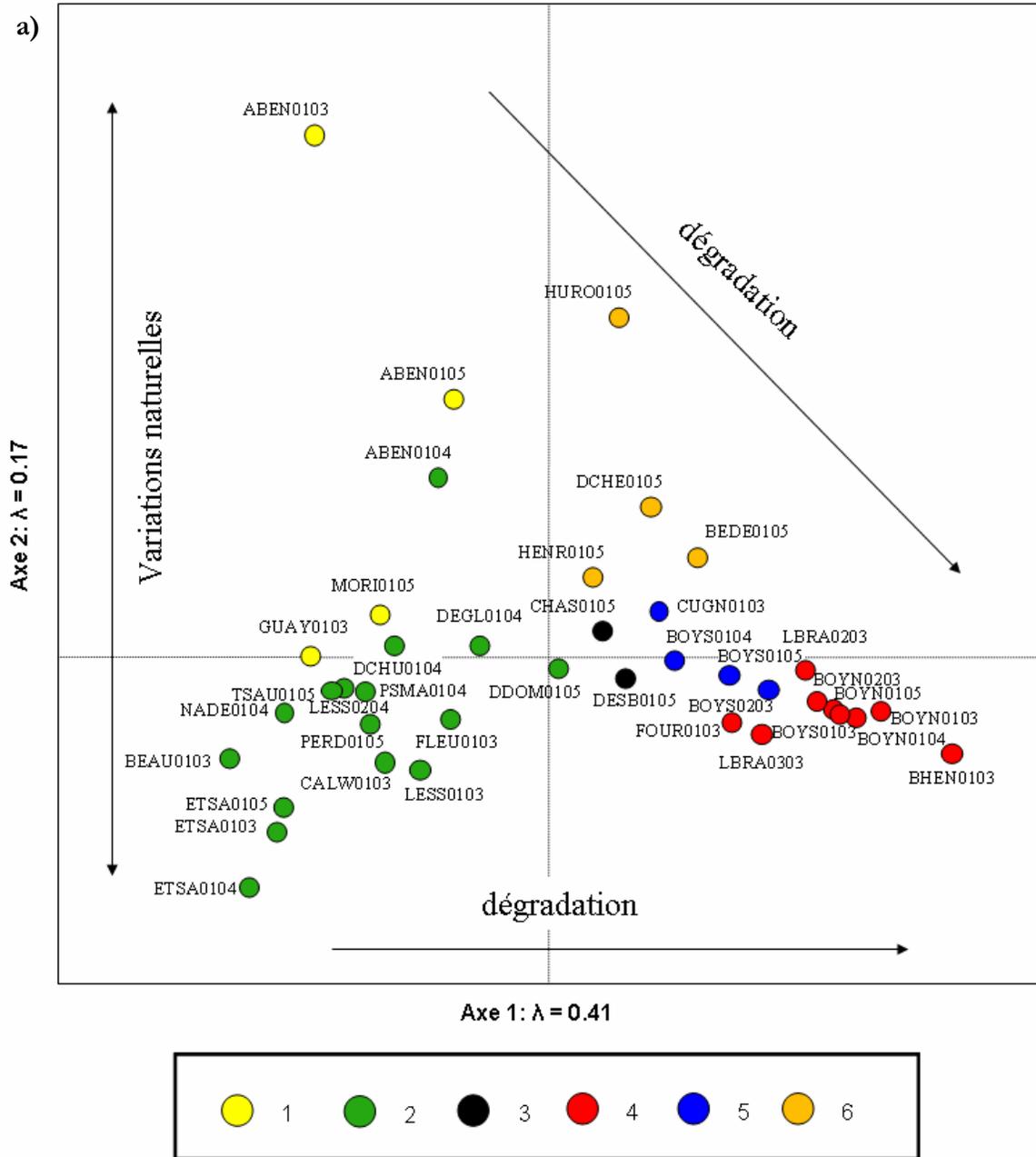


Figure 3 : Représentation des six biotypes de macro-invertébrés formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (SOM; distance de Bray-Curtis). Les chiffres encadrés identifient les biotypes. Les niveaux de différenciation des biotypes établis par la U-matrix, ainsi que leurs statistiques A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

Les communautés formées par la SOM ont été représentées, *a posteriori*, sur une CA (Figure 4) afin d'identifier la direction des gradients environnementaux qui influencent la

structure des communautés de macro-invertébrés, sans influence des variables environnementales. Les trois premiers axes de la CA résument 41,1 % de la variation observée dans les taxons de macro-invertébrés.



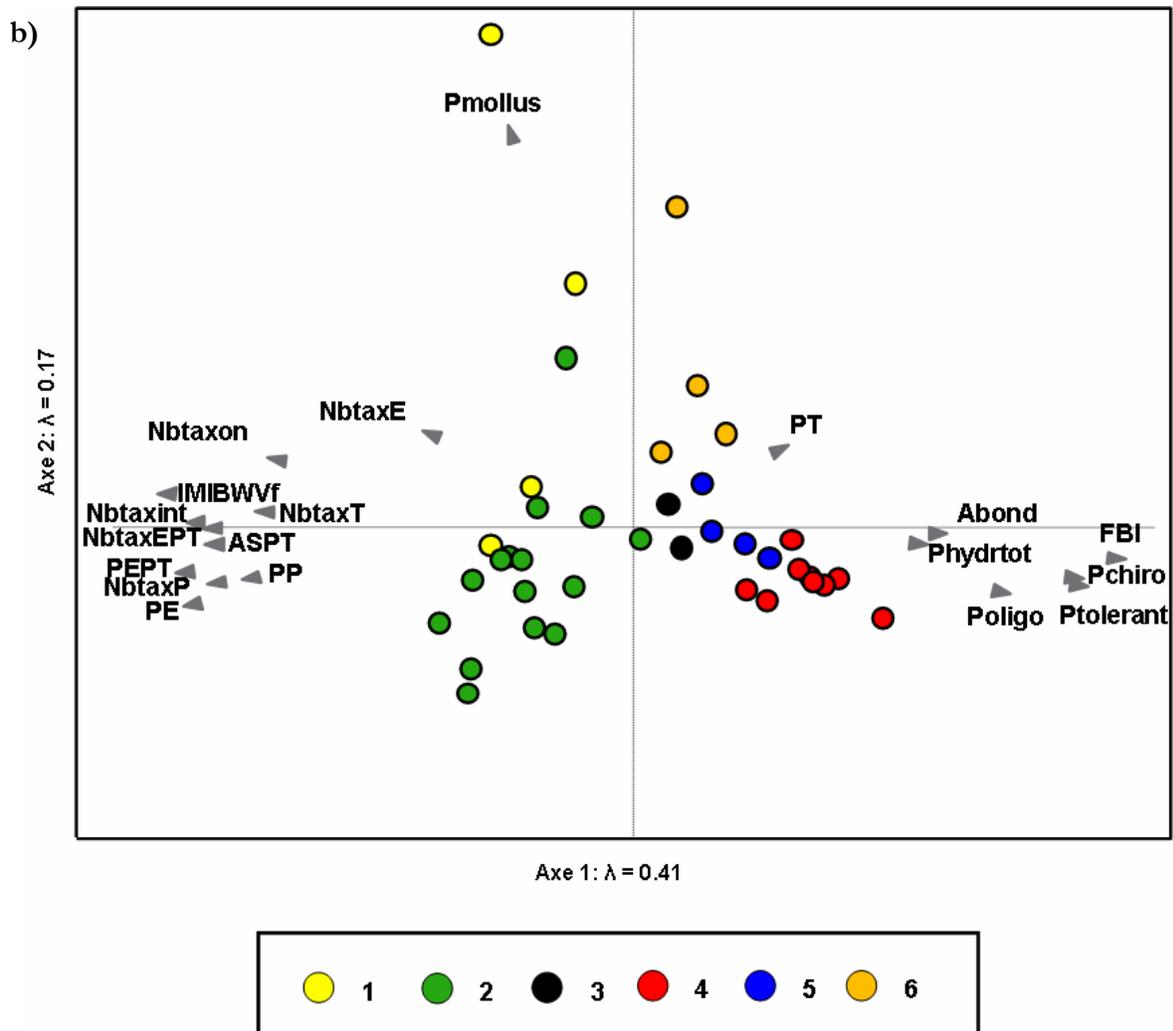


Figure 4 : a) analyse des correspondances (CA) représentant la position des échantillons et des biotypes (axes 1 et 2); b) analyse des correspondances (CA) représentant la position des indices multimétriques West Virginia modifié (IMIBWVF), Average score per taxon (ASPT) et Hilsenhoff à la famille (FBI), et autres métriques, par rapport aux échantillons et aux biotypes (axes 1 et 2). Les biotypes sont représentés par différentes couleurs. La description des échantillons est disponible dans l'Annexe A. La description des métriques et des indices multimétriques est disponible dans l'Annexe C.

3.1.1 Relation entre les communautés et les variables environnementales

Une DCA préliminaire a indiqué qu'une technique d'ordination unimodale, *i.e.* une CCA, était plus appropriée (la longueur du premier gradient est de 2,93) pour explorer la relation entre les communautés de macro-invertébrés et les variables environnementales (ter Braak et Prentice, 1988). Une série de CCA a été réalisée afin d'interpréter les principaux gradients de la CA et d'identifier les communautés et les sites de référence (Figure 5).

Une CCA subséquente a démontré que les variables environnementales expliquent la moitié de la variance dans les communautés de macro-invertébrés (somme de toutes les valeurs

propres/ inertie totale = 0,9/1,8). Les trois premiers axes d'ordination de la CCA expliquent 32,9 % de la variation observée dans les communautés de macro-invertébrés et résument 66 % de la relation entre les taxons et les variables sélectionnées. Le fort ratio CCA/DCA pour les trois premiers axes (32,9/36,7) indique que les variables significatives expliquent 89,37 % de la variance distribuée le long de ses trois axes. Ce fort ratio explique la forte correspondance entre les échantillons et les biotypes dans la CA et la CCA (Figures 4 et 5). La CON, la NTOT, l'ordre du cours d'eau, l'aire du bassin versant, la proportion du bassin versant en roches siliceuses, la proportion des rives arborescentes, arbustives et herbacées et la modification du cours d'eau sont les variables qui expliquent une partie significative de la variation dans les structures des communautés de macro-invertébrés. Le PH, le PTOT, le COD, la région naturelle, la proportion du bassin versant en agriculture, en forêt, en milieux humides, en dépôts fluvioglaciers et en roches argileuses, l'indice de qualité de l'habitat et de la bande riveraine et l'ensablement du substrat ont été inclus comme variables passives en raison de leur forte corrélation avec les variables significatives. Le premier axe de la CCA peut être interprété comme un axe d'altération. 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 occupent une grande proportion du bassin versant en amont. De fortes concentrations en COD semblent différencier le biotype 6 des biotypes 3 et 5, et le biotype 2 du biotype 1. Par conséquent, le deuxième axe de la CCA semble pouvoir être interprété comme un axe de variation naturelle influencé par les concentrations naturelles de COD provenant des milieux humides.

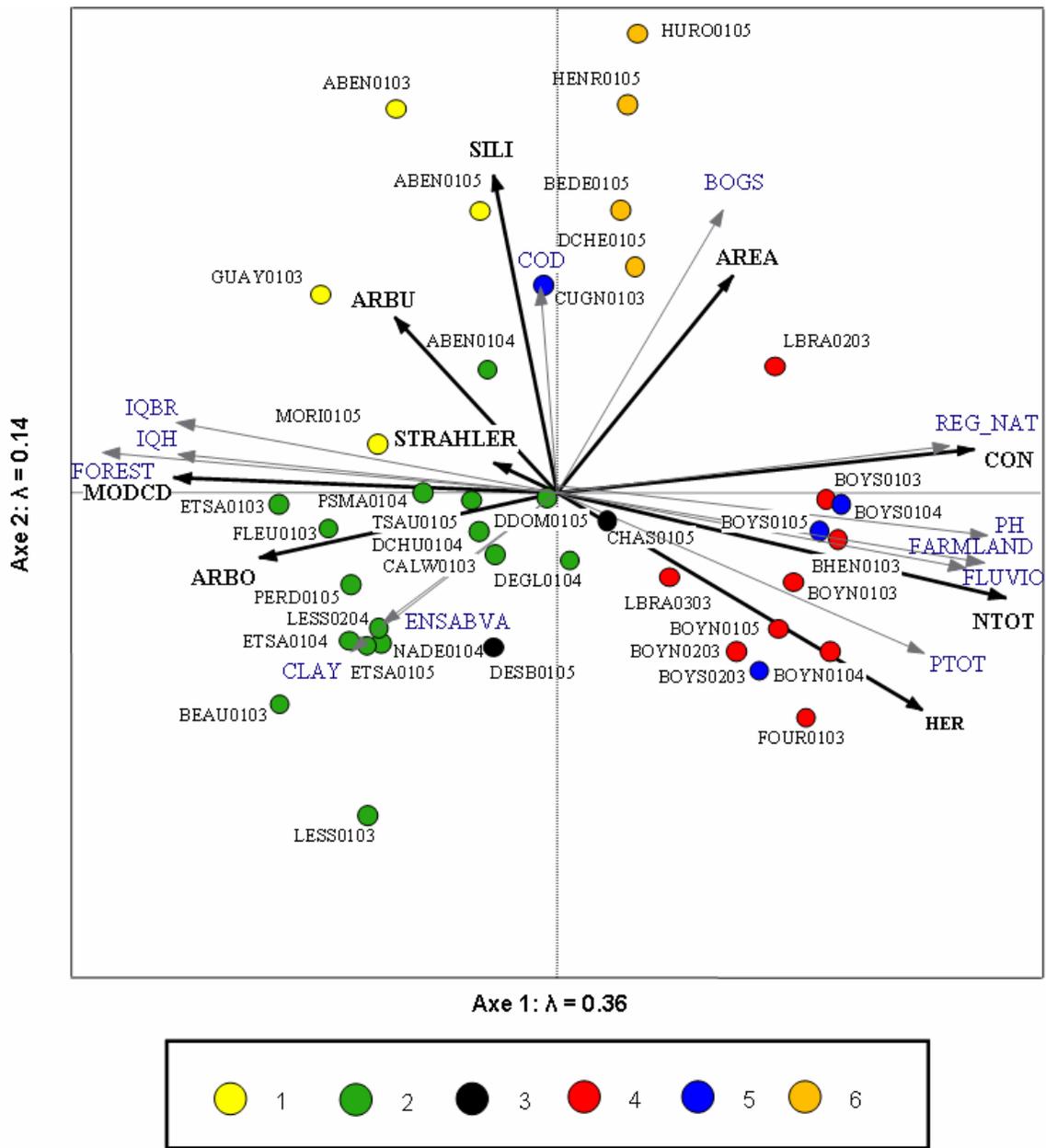


Figure 5 : Analyse canonique des correspondances (CCA) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives (axes 1 et 2). La longueur des gradients (flèches) est fonction de l'écart entre les plus fortes et les plus faibles valeurs pour une variable. Les variables significatives (actives) sont représentées en noir et en caractères gras. Les variables passives sont représentées en gris. Les biotypes sont représentés par différentes couleurs. La description des variables est disponible à l'annexe B, celle des échantillons à l'annexe A.

3.1.2 Familles indicatrices

Les familles indicatrices des différents niveaux de différenciation de la SOM sont décrites dans l'Annexe F et concordent avec les cartes de distribution de la SOM (Figure 3).

Les familles indicatrices des biotypes 1 à 3 peuvent être interprétées comme étant indicatrices de conditions peu ou pas altérées et celles des biotypes 4 à 6 de conditions altérées (premier niveau hiérarchique). Les familles indicatrices des biotypes 4 et 5 peuvent être interprétées comme étant indicatrices de conditions altérées et celles du biotype 6 de conditions altérées avec une concentration en COD élevée (deuxième niveau hiérarchique). Finalement, les familles indicatrices du biotype 4 peuvent être interprétées comme étant indicatrices de conditions très altérées (troisième niveau hiérarchique). Les autres niveaux hiérarchiques, représentant les conditions peu ou pas altérées identifiées par la SOM n'étant pas significatifs, l'analyse des familles indicatrices des conditions de référence a été effectuée dans la deuxième partie de l'étude.

3.1.3 Métriques et indices biologiques

Les différents métriques et indices biologiques ont été représentés dans la CA afin de vérifier s'il y a une concordance entre eux (Figure 4b). L'indice multimétrique West Virginia modifié (IMIBWVF), l'indice Average score per taxon (ASPT) et l'indice Hilsenhoff à la famille (FBI) sont corrélés à l'axe de dégradation (axe 1 de la CA). 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 (corrélé à l'axe 2), le pourcentage de *Trichoptera* et le nombre de taxon *Ephemeroptera* (corrélé à l'axe 1 et 2). Les valeurs de ces indices varient moins en fonction du niveau de dégradation. Toutes les autres métriques sont davantage corrélées à l'axe de dégradation.

3.2 Biotype typique de conditions légèrement impactées

La classification des communautés des macro-invertébrés et l'analyse des gradients environnementaux a permis de distinguer les biotypes altérés des biotypes peu ou pas altérés. Une analyse plus fine de ces derniers est cependant nécessaire afin de discriminer les biotypes de référence des biotypes ayant possiblement subi une légère altération. Une deuxième classification a donc été réalisée. Les 22 communautés de macro-invertébrés peu ou pas altérées ont été classifiées en quatre biotypes (Figure 6). Les cartes de distribution de la SOM identifient les familles qui ont le plus contribué à discriminer les biotypes peu ou pas altérés (Annexe G). La statistique A révèle que les biotypes sont peu homogènes (moins de 0,1) comparativement aux biotypes altérés, mais sont tous significativement différents ($p < 0,05$).

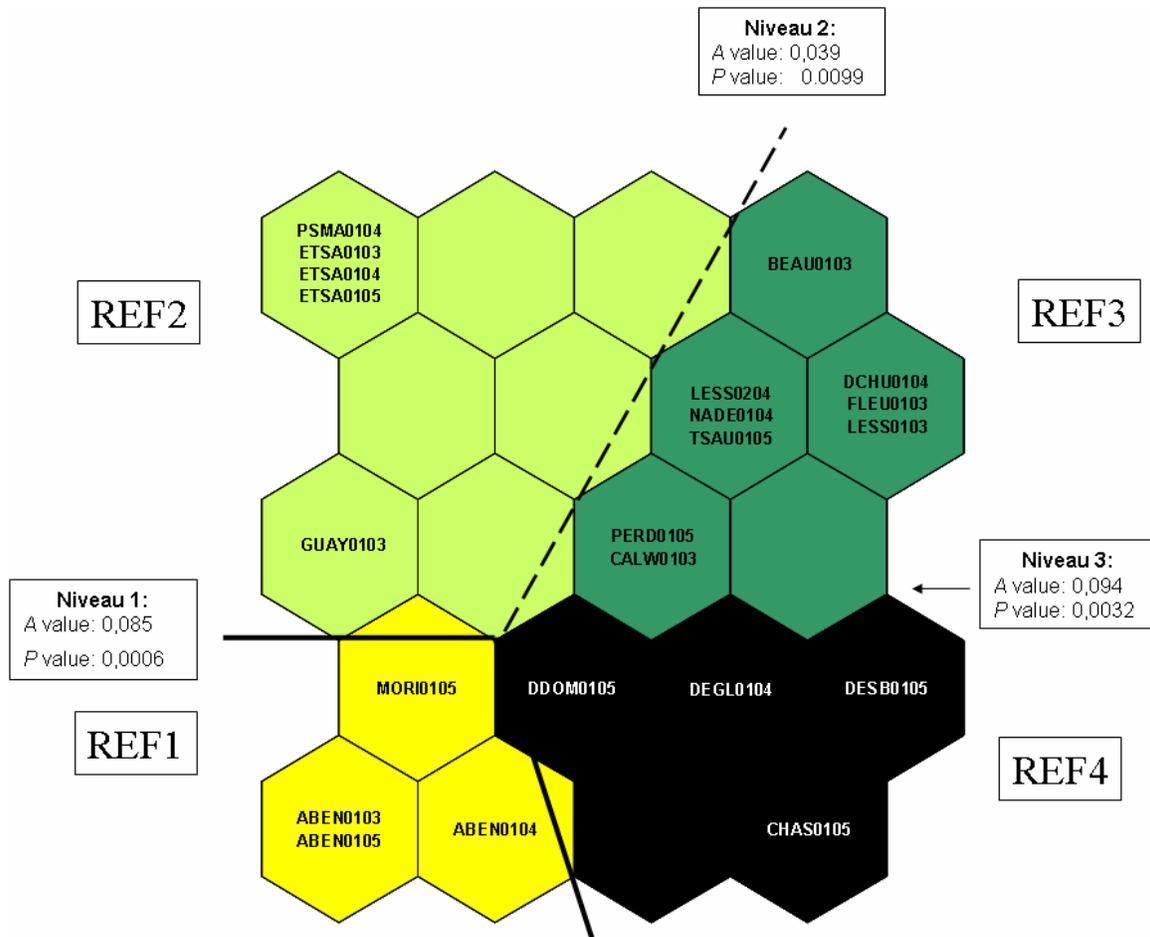
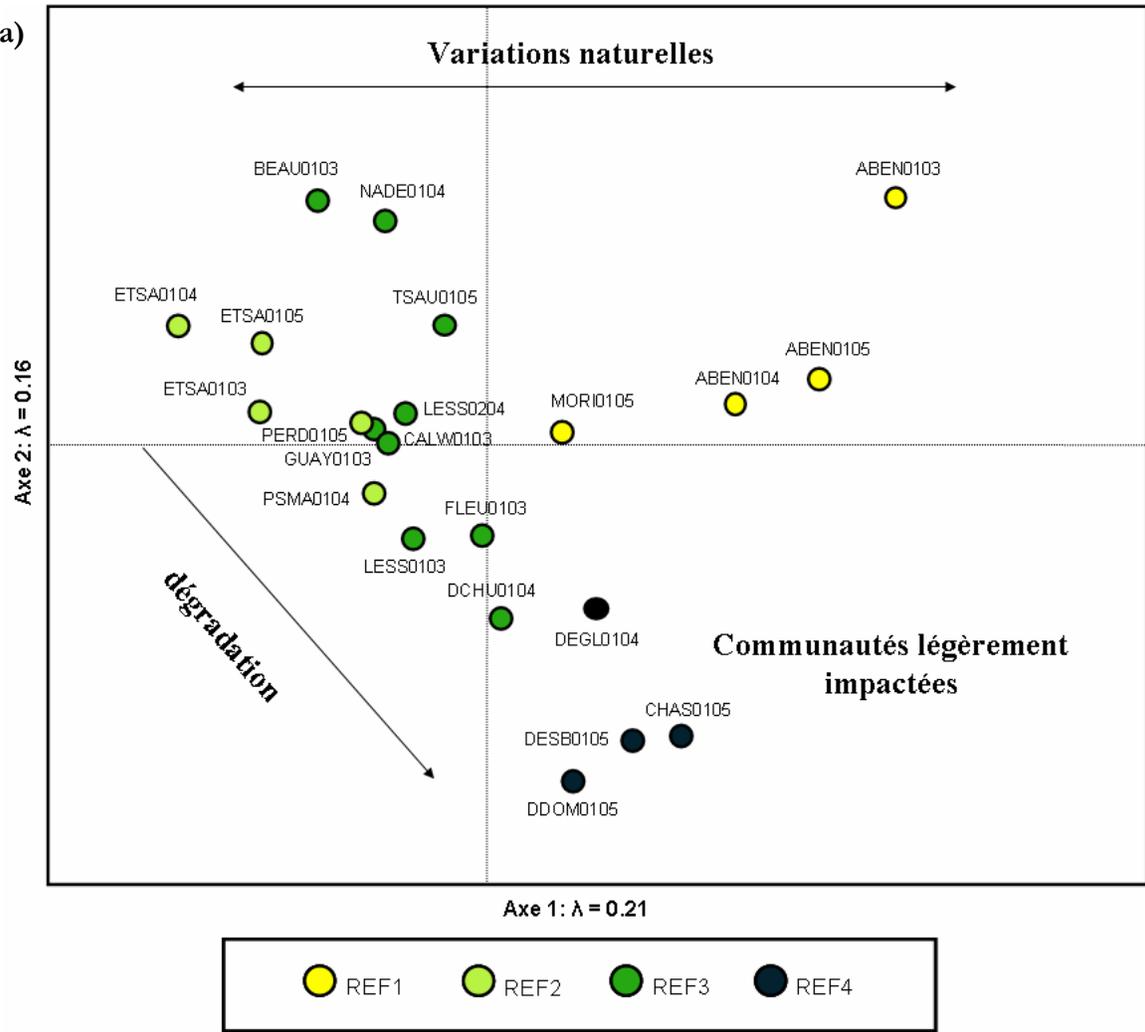


Figure 6 : Représentation des quatre biotypes de macro-invertébrés peu ou pas altérés formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (SOM; distance de Bray-Curtis). Les chiffres encadrés identifient les biotypes. Les niveaux de différenciation des communautés établis par la *U-matrix*, ainsi que leurs statistiques *A* et *p*, sont représentés dans les boîtes. Les nombres dans les cellules représentent les numéros d'identification des échantillons (voir Annexe A).

Les biotypes formés par la SOM ont été représentés, *a posteriori*, sur une CA (Figures 7 et 8) afin d'identifier la direction des gradients environnementaux qui influencent la structure des communautés de macro-invertébrés peu ou pas altérées. Les trois premiers axes de la CA résument 46,4 % de la variation observée dans les taxons de macro-invertébrés.

a)



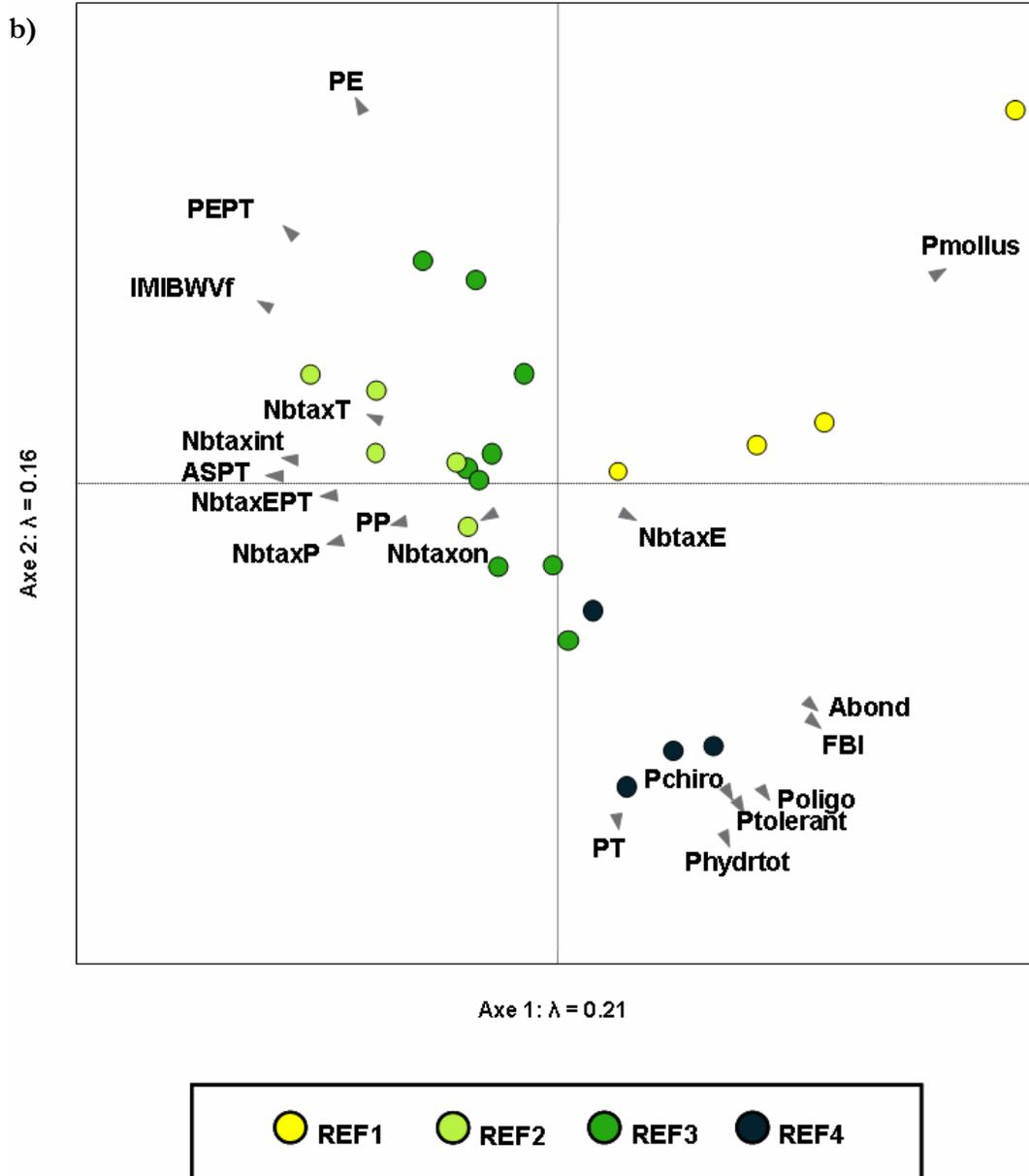


Figure 7 : a) analyse des correspondances (CA) représentant la position des échantillons et des biotypes en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 2). b) analyse des correspondances (CA) représentant la position des indices multimétriques West Virginia modifié (IMIBWVf), Average score per taxon (ASPT) et Hilsenhoff à la famille (FBI), et autres métriques par rapport aux échantillons et aux biotypes en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 2). Les biotypes sont représentés par différentes couleurs. La description des échantillons est disponible dans l'Annexe A. La description des métriques et des indices multimétriques est disponible dans l'Annexe C.



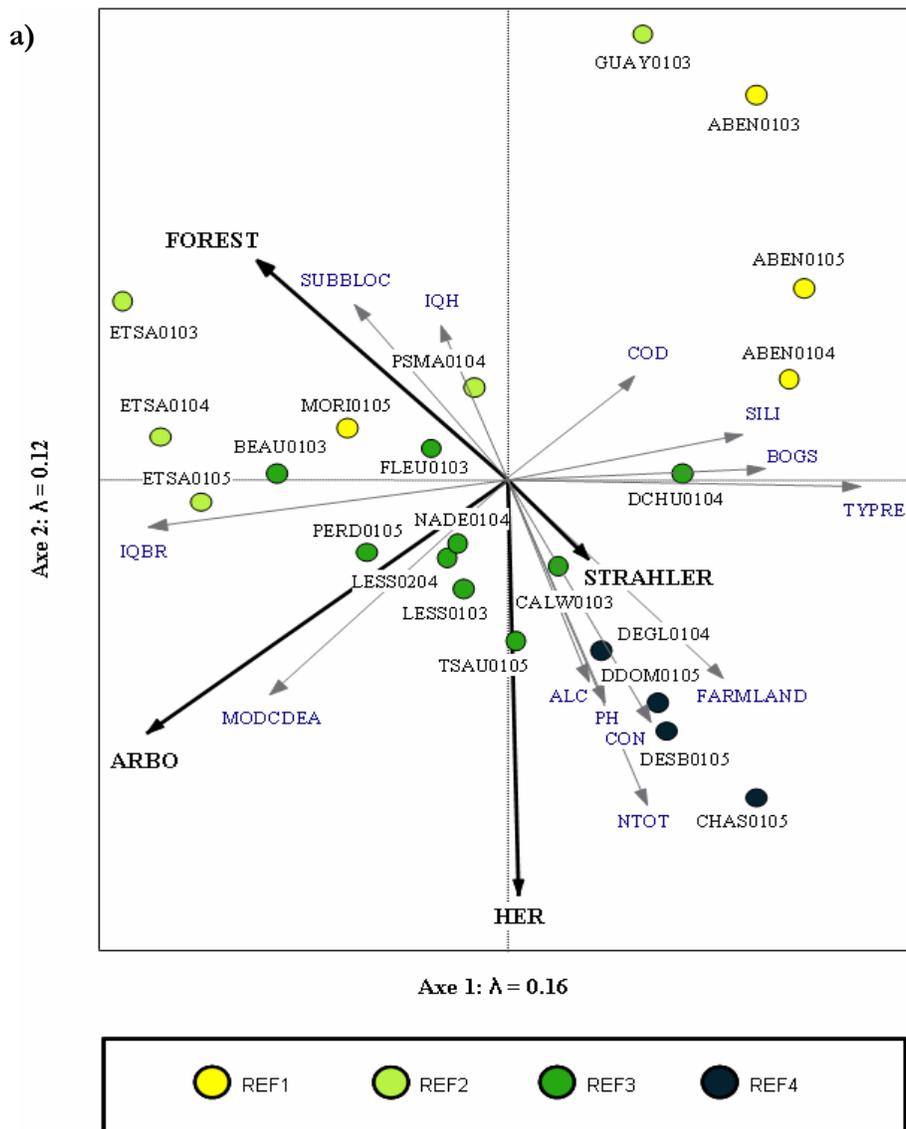
Figure 8 : Analyse des correspondances (CA) représentant la position des échantillons et des biotypes en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 3). Les biotypes sont représentés par différentes couleurs. La description des échantillons est disponible dans l'Annexe A.

3.2.1 Relation entre les communautés et les variables environnementales

Une DCA préliminaire a indiqué qu'une technique d'ordination linéaire, *i.e.* une RCA, était plus appropriée (la longueur du premier gradient est de 1,87) pour explorer la relation entre les communautés de macro-invertébrés et les variables environnementales (ter Braak et Prentice, 1988). Une série de CCA a été réalisée afin d'interpréter les principaux gradients de la CA et d'identifier les communautés et les sites de référence (Figure 9).

Une RDA subséquente a démontré que les variables environnementales expliquent 39 % de la variance dans les communautés de macro-invertébrés (somme de toutes les valeurs propres/inertie totale = 0,42/1,08). Les trois premiers axes d'ordination de la RDA expliquent 34,4 % de la variation observée dans les communautés de macro-invertébrés et résument 84 % de la relation entre les taxons et les variables sélectionnées. Le fort ratio RDA/DCA pour les trois premiers axes (34,4/38,6) indique que les variables significatives expliquent 89,12 % de la variance distribuée le long de ses trois axes. Ce fort ratio explique la forte correspondance entre les échantillons et les biotypes dans la CA et la RDA (Figures 8 et 9). La proportion du bassin versant en forêt, la proportion des rives arborescentes et

herbacées et l'ordre du cours d'eau sont les variables qui expliquent une partie significative de la variation dans les structures des communautés de macro-invertébrés. Le PH, l'ALC, la NTOT, la CON, le COD, la proportion du bassin versant en agriculture, en milieux humides et en roches siliceuses, l'indice de qualité de l'habitat et de la bande riveraine, l'écoulement régulier de l'eau, la proportion du substrat en blocs et la modification du cours d'eau ont été inclus comme variables passives en raison de leur forte corrélation avec les variables significatives. Le premier axe de la RDA peut être interprété comme un axe de variation naturelle influencée par une bande riveraine principalement arborescente et par les concentrations naturelles de COD provenant des milieux humides. Le deuxième axe de la RDA semble pouvoir être interprété comme un axe d'altération en raison de la corrélation des rives herbacées avec l'NTOT, le PH, la CON et l'ALC. Le troisième axe est également un axe de variation naturelle caractérisée 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 comme légèrement altéré car il est influencé par des concentrations intermédiaires de NTOT (médiane de 0,99 ml/L).



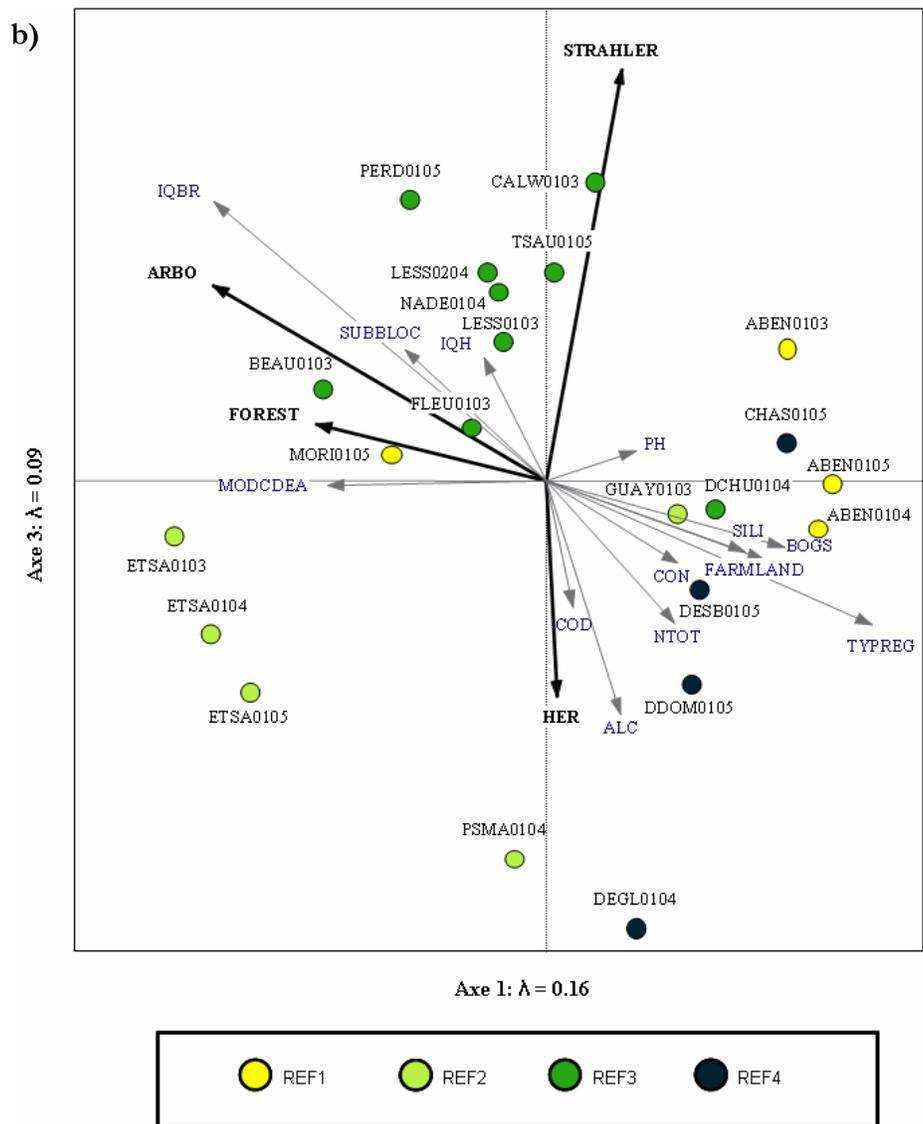


Figure 9 : a) analyse de redondance (RDA) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 2). b) analyse de redondance (RDA) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives en conditions peu ou pas altérées (axes 1 et 3). La longueur des gradients (flèches) est fonction de l'écart entre les plus fortes et les plus faibles valeurs pour une variable. Les variables significatives (actives) sont représentées en noir et en caractères gras. Les variables passives sont représentées en gris. Les biotypes sont représentés par différentes couleurs. La description des variables et des échantillons sont disponibles dans les Annexes B et A respectivement.

3.2.2 Métriques et indices biologiques

Les différents métriques et les indices ont été représentés dans la CA afin de vérifier s'il y a une concordance avec la CA (Figures 7b). L'indice multimétrique West Virginia modifié

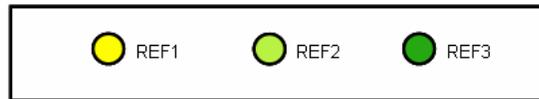
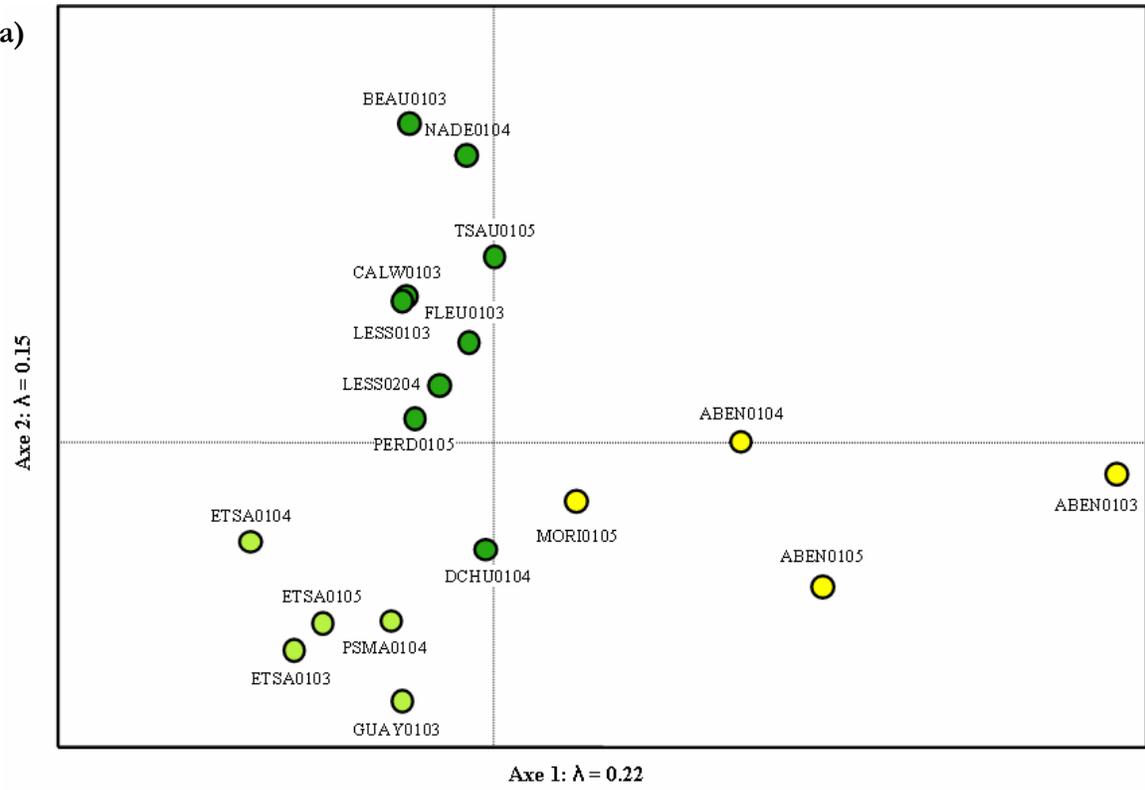
(IMIBWVF) et l'indice Hilsenhoff à la famille (FBI) sont corrélés à l'axe de dégradation (entre axes 1 et 2 de la CA) ce qui indique que ces indices varient en fonction du niveau de dégradation. L'indice multimétrique Average score per taxon (ASPT) et les métriques nombre de taxons, nombre de taxons *Ephemeroptera*, nombre de taxons *Plecoptera*, pourcentage de *Plecoptera*, nombre de taxons *Ephemeroptera Trichoptera Plecoptera*, nombre de taxons intolérants (corrélés à l'axe 1) et le pourcentage de mollusques (corrélé aux axes 1 et 2) 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.

3.3 Biotypes de référence

Les échantillons du biotype légèrement altéré (biotype de référence 4) ont été enlevés des analyses afin d'identifier les « vrais » biotypes de référence. Ces biotypes ont été considérés comme étant des biotypes de référence en l'absence de gradient d'altération significatif.

Les biotypes de référence 1 à 3 formés par la SOM ont été représentés, *a posteriori*, sur une CA (Figures 10 et 11) afin d'identifier la direction des gradients environnementaux qui influencent la structure de biotypes de macro-invertébrés de référence. Les trois premiers axes de la CA résument 48 % de la variation observée dans les taxons de macro-invertébrés.

a)



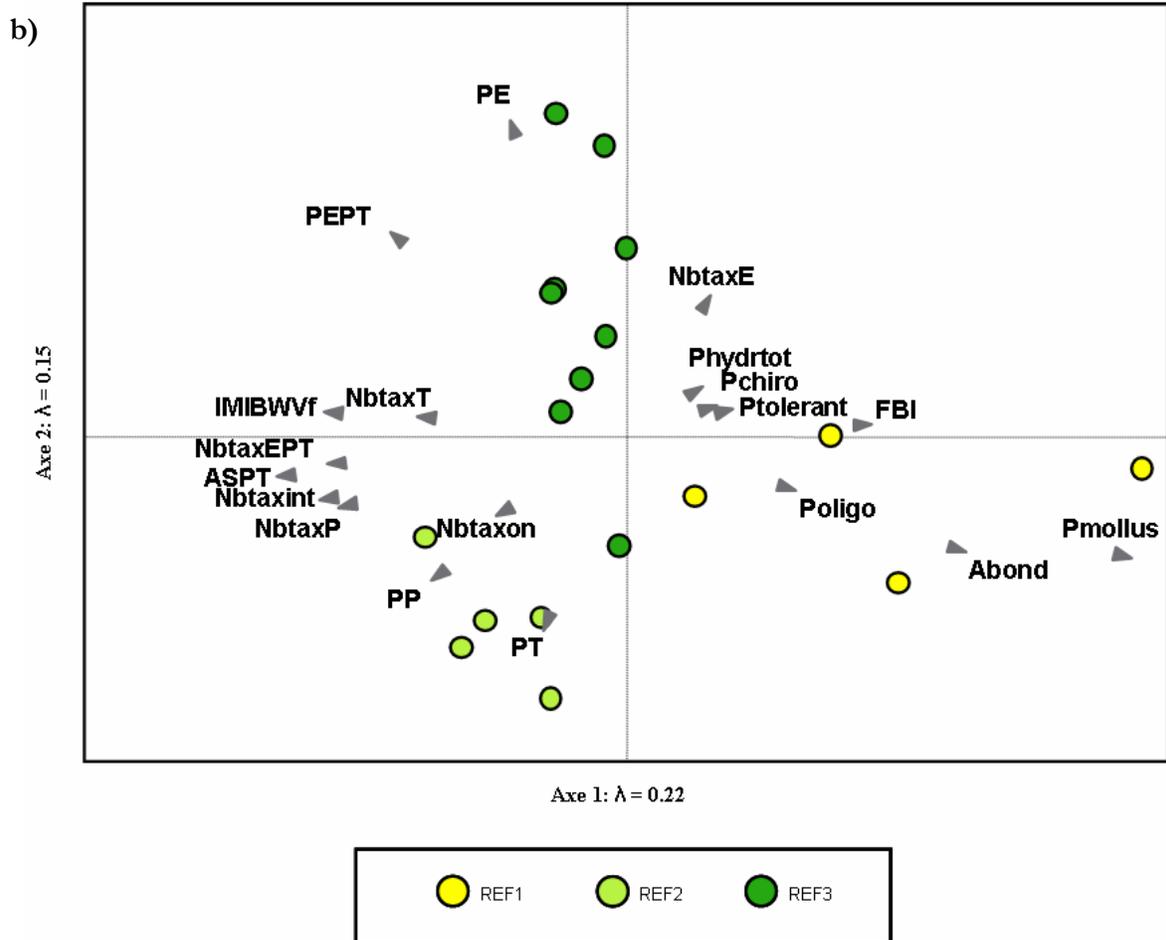
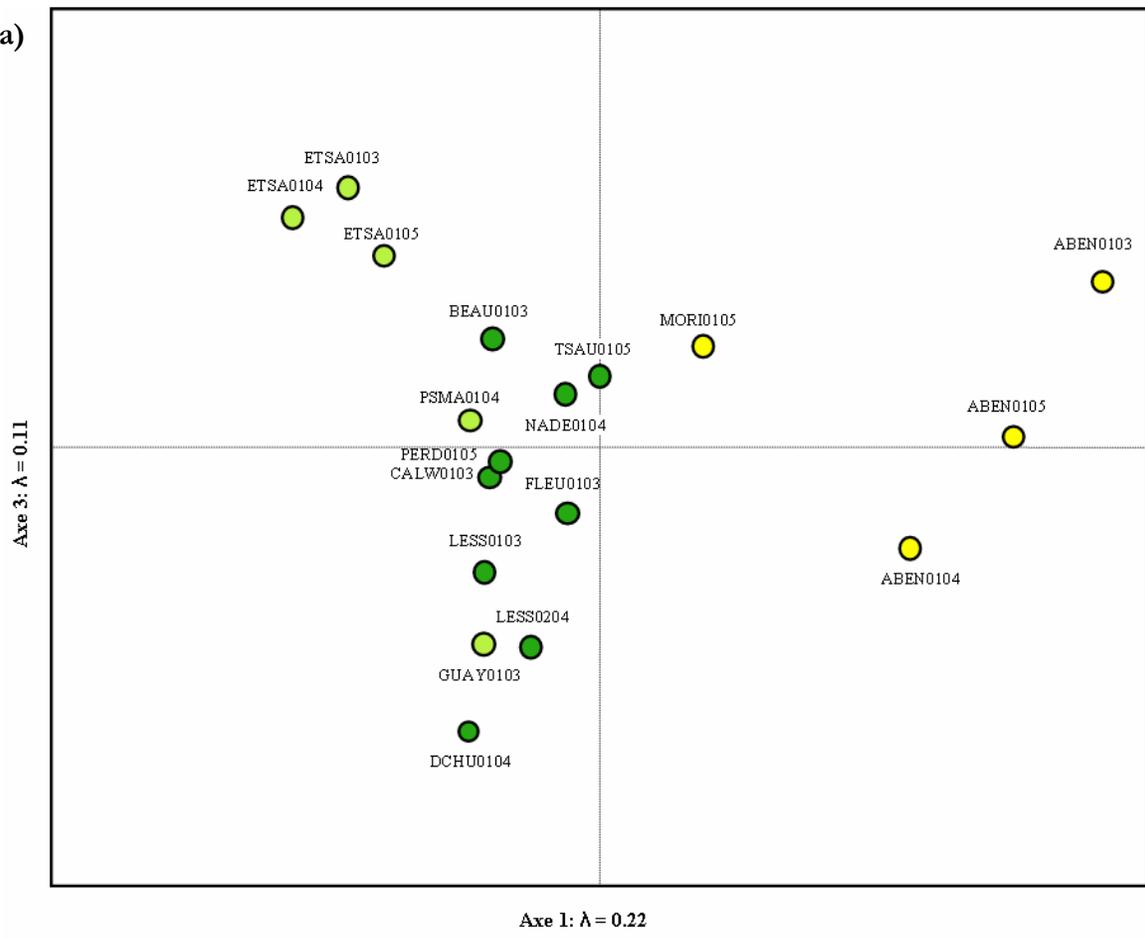


Figure 10 : a) analyse des correspondances (CA) représentant la position des échantillons et des biotypes en conditions de référence (axes 1 et 2), b) analyse des correspondances (CA) représentant la position des indices multimétriques West Virginia modifié (IMIBWVF), Average score per taxon (ASPT) et Hilsenhoff à la famille (FBI) et autres métriques, par rapport aux échantillons et aux biotypes (axes 1 et 2). Les biotypes sont représentés par différentes couleurs. La description des échantillons est disponible dans l'Annexe A. La description des métriques et des indices multimétriques est disponible dans l'Annexe B.

a)



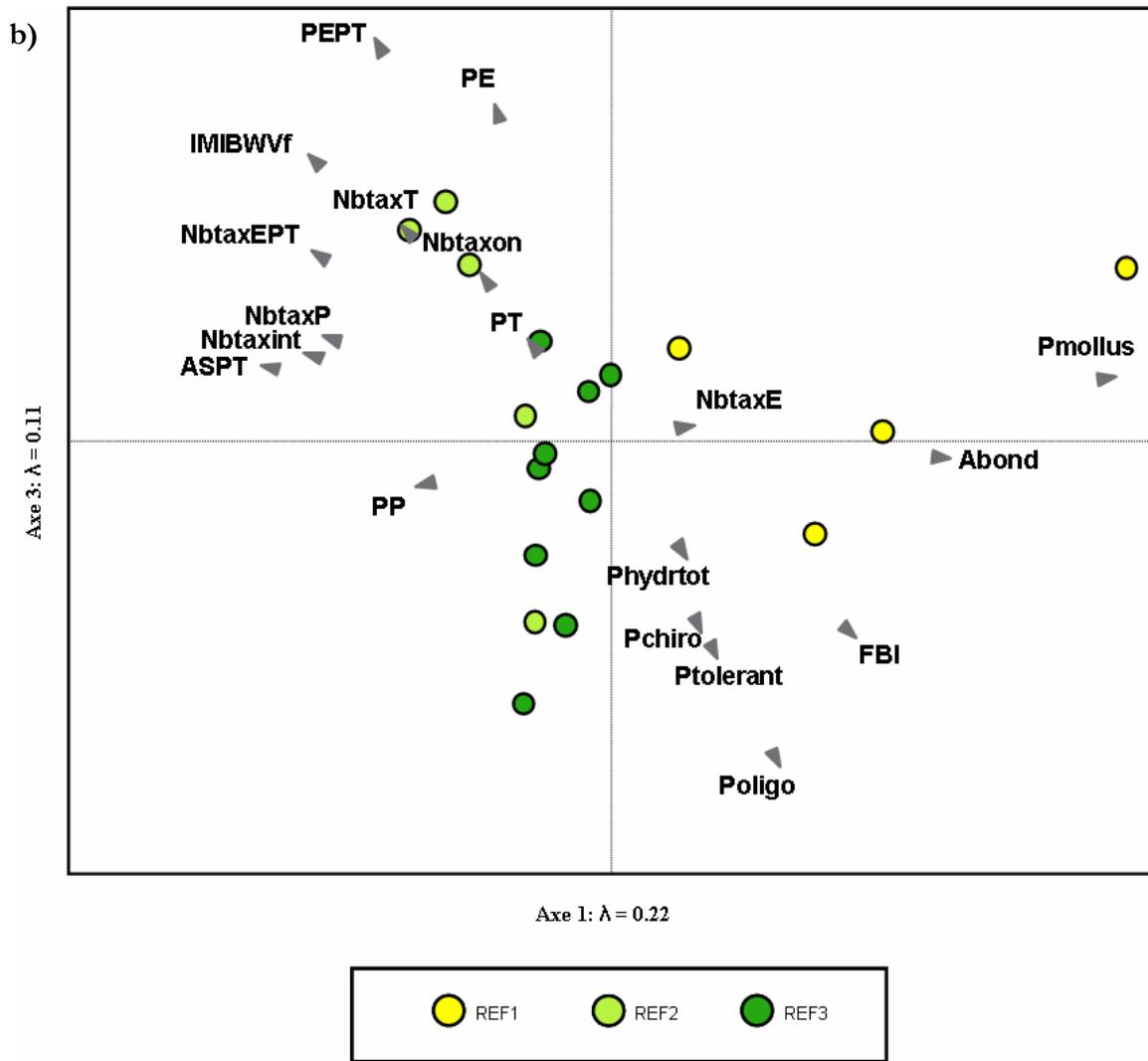


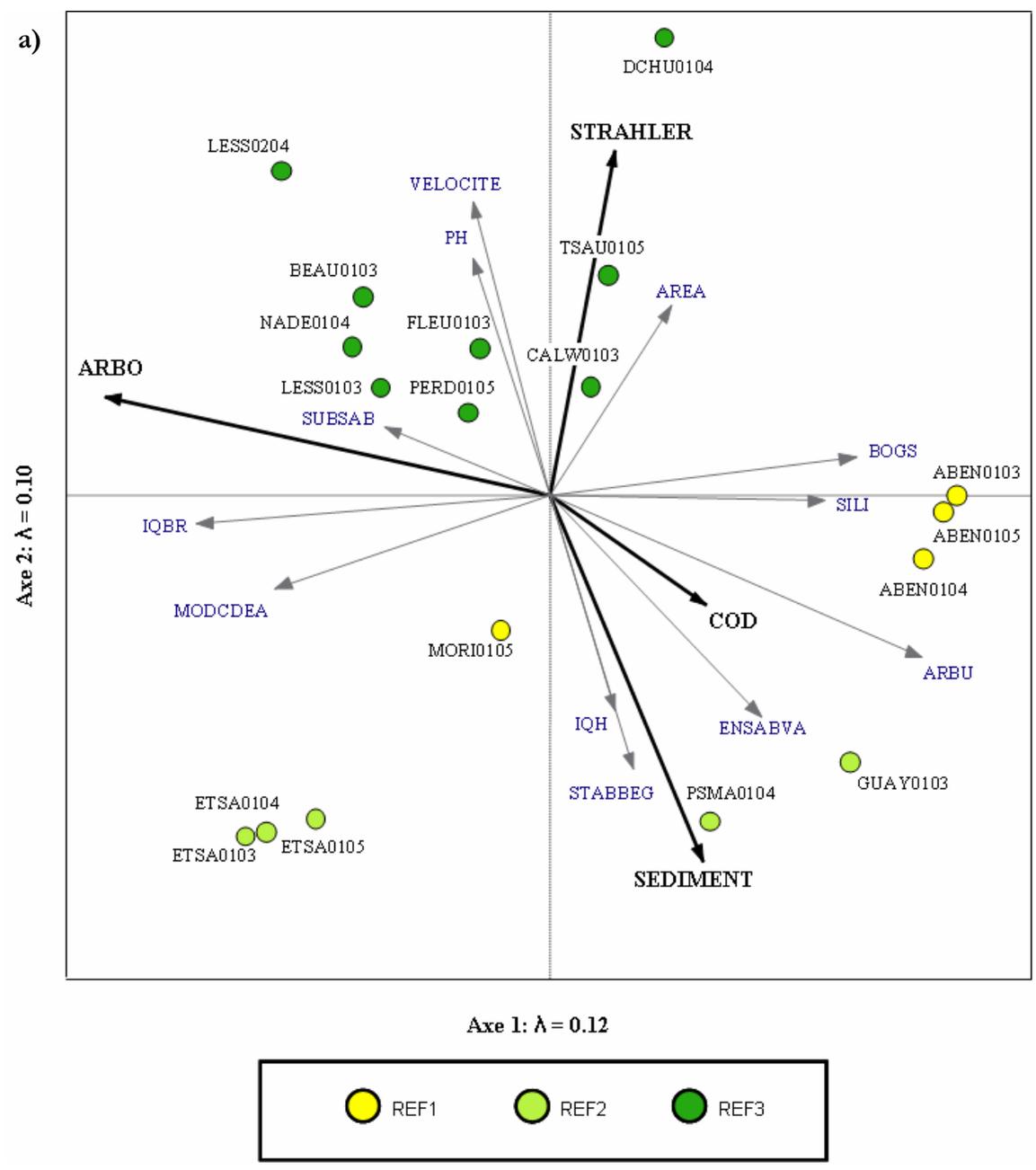
Figure 11 : a) analyse des correspondances (CA) représentant la position des échantillons et des biotypes en conditions de référence (axes 1 et 3). b) analyse des correspondances (CA) représentant la position des indices multimétriques West Virginia modifié (IMIBWVF), Average score per taxon (ASPT) et Hilsenhoff à la famille (FBI), et autres métriques, par rapport aux échantillons et aux biotypes (axes 1 et 3). Les biotypes sont représentés par différentes couleurs. La description des échantillons est disponible dans l'Annexe A. La description des métriques et des indices multimétriques est disponible dans l'Annexe C.

3.3.1 Relation entre les communautés et les variables environnementales

Une DCA préliminaire a indiqué qu'une technique d'ordination linéaire, *i.e.* une DCA, était plus appropriée (la longueur du premier gradient est de 1,85) pour explorer la relation entre les communautés de macro-invertébrés et les variables environnementales (ter Braak et Prentice, 1988) (Figure 12).

Une RDA subséquente a démontré que les variables environnementales expliquent 36,6 % de la variance dans les communautés de macro-invertébrés (somme de toutes les valeurs propres/inertie totale = 0,36/0,99). Les trois premiers axes d'ordination de la RDA expliquent 29,6 % de la variation observée dans les communautés de macro-invertébrés et résument 81 % de la relation entre les taxons et les variables sélectionnées. Le fort ratio RDA/DCA pour les trois premiers axes (29,3/37,7) indique que les variables significatives expliquent 77,72 % de la variance distribuée le long de ses trois axes. Ce fort ratio explique la forte correspondance entre les échantillons et les biotypes dans la CA et la RDA (Figures 10 et 12). Le COD, la proportion des rives arborescentes, l'ordre du cours d'eau et la sédimentation sur le substrat sont les variables qui expliquent une partie significative de la variation dans les structures de communautés de macro-invertébrés. Le pH, l'aire du bassin versant, la proportion du bassin versant en milieux humides et en roches siliceuses, la proportion des rives arbustives, l'indice de qualité de l'habitat et de la bande riveraine, la vitesse du courant, la modification du cours d'eau, la stabilité des berges et l'ensablement du substrat ont été inclus comme variables passives en raison de leur forte corrélation avec les variables significatives. Le premier axe de la RDA peut être interprété comme un axe de variation naturelle influencée par une bande riveraine principalement arborescente ou arbustive et les concentrations naturelles de COD provenant des milieux humides. Le deuxième axe est aussi un axe de variation naturelle caractérisée par l'ordre du cours d'eau et la sédimentation. Le troisième axe est également un axe de COD. Le biotype de référence 1 représente les conditions de référence avec une concentration en COD élevée, le biotype de référence 2 représente les conditions de référence pour les cours d'eau d'ordre 2 dont le substrat est moins ensablé et 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.

a)



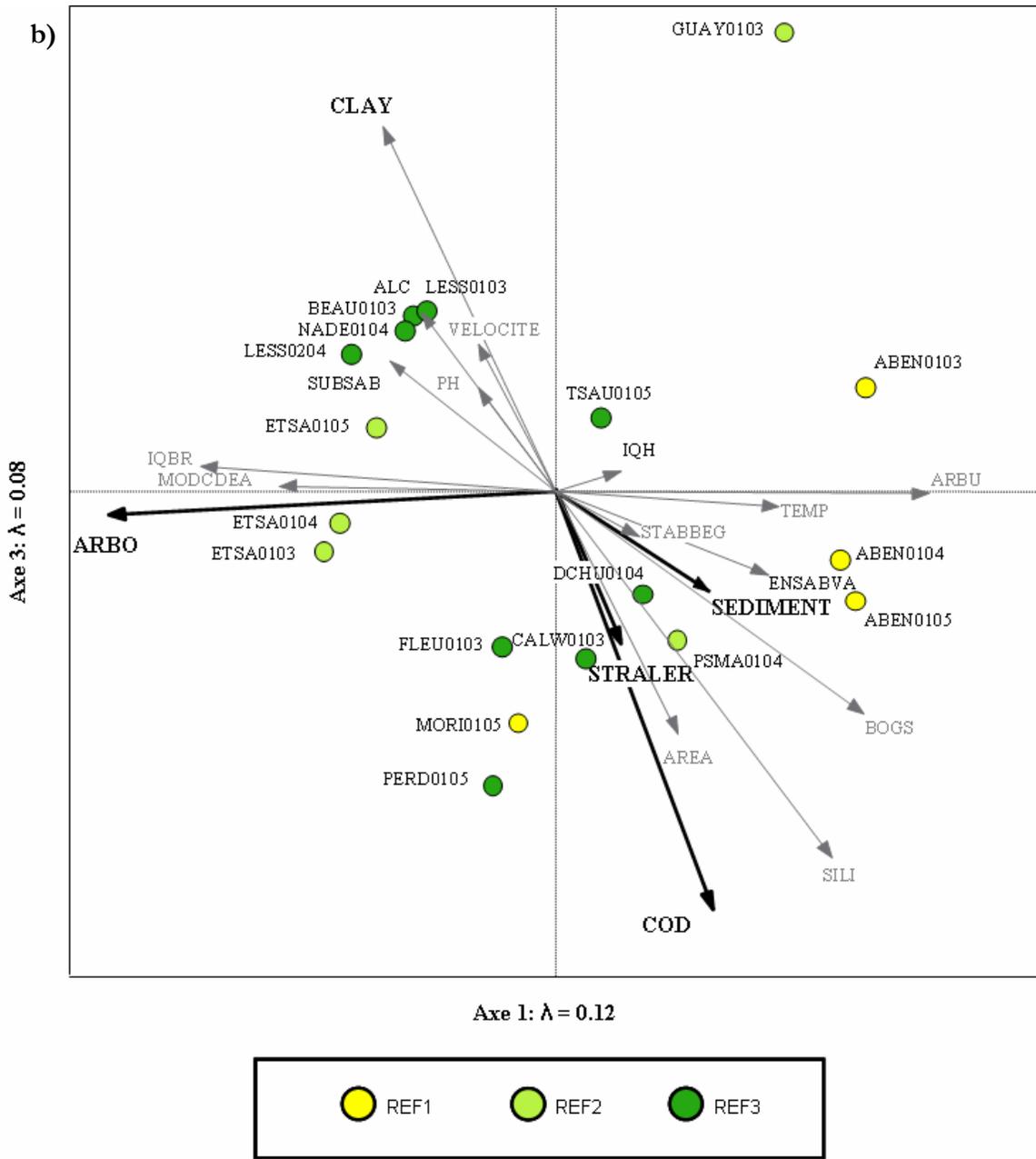


Figure 12 : a) analyse de redondance (RDA) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives en conditions de référence (axes 1 et 2). b) analyse de redondance (RDA) représentant la position des échantillons et des biotypes en fonction des variables environnementales significatives en conditions de référence (axes 1 et 3). La longueur des gradients (flèches) est fonction de l'écart entre les plus fortes et les plus faibles valeurs pour une variable. Les variables significatives (actives) sont représentées en noir et en caractères gras. Les variables passives sont représentées en gris. Les biotypes sont représentés par différentes couleurs. La description des variables et des échantillons est disponible dans les Annexes B et A respectivement.

3.3.2 Familles indicatrices

Les familles indicatrices des différents niveaux de différenciation de la SOM sont décrites dans l'Annexe H et concordent avec les cartes de distribution de la SOM (Figure 6). Les familles indicatrices des biotypes de référence 1 à 3 représentent les conditions de référence, alors que celles du biotype de référence 4 représente les conditions légèrement impactées. Les familles indicatrices de la communauté 1 peuvent être interprétées comme étant indicatrices de conditions de référence avec une concentration en COD élevée. Finalement, les familles indicatrices de la communauté 2 et 3 peuvent être interprétées comme étant indicatrices de conditions de référence (niveau 2) pour les cours d'eau d'ordre 2 dont le substrat est moins ensablé (communauté de référence 2) et d'ordre 3 et 4 dont le substrat est plus ensablé (communauté de référence 3).

3.3.3 Métriques et indices biologiques

Les différents métriques et indices biologiques ont été représentés dans la CA afin de vérifier s'il y a une concordance entre eux (Figures 10b et 11b). L'indice multimétrique West Virginia modifié (IMIBWVF), l'indice Average score per taxon (ASPT) et l'indice Hilsenhoff à la famille (FBI) sont corrélés aux axes de variations naturelles expliqués principalement par les concentrations COD (axe 1 et 3 de la CA et de la RDA). Les métriques % *ephemeroptera*, % *trichoptera*, % *plecoptera*, % *ephemeroptera trichoptera plecoptera*, nombre de taxons et nombre de taxons *ephemeroptera* varient seulement en fonction de l'ordre du cours d'eau et de la sédimentation (axe 2 de la CA et de la RDA). Toutes les autres métriques sont davantage corrélées aux axes de variations naturelles expliquées principalement par les concentrations en COD (axe 1 et 3 de la CA et de la RDA).

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

Les sites de référence, légèrement altérés et altérés, identifiés *a posteriori* à l'aide de la SOM, ont été comparés à la classification *a priori* (Annexe I). 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 la méthode *a posteriori* l'a identifié comme un cours d'eau légèrement altéré. Ceux des milieux agricoles identifiés *a priori* correspondent aux communautés altérées (biotypes 4 et 5) de classification *a posteriori*. Certains échantillons non-identifiés (test) *a priori* ont été identifiés à titre de communautés légèrement impactées (biotype 4), telles CHAS0105, DEGL0104 et DDOM0105, de référence telle DCHU0104 et à titre de communautés altérées, telles BEDE0105, CUGN0103, DCHE0105, HENR0105 et HURO0105.

4. Discussion et conclusion

4.1 Analyse des biotypes en fonction des gradients environnementaux

La procédure en quatre étapes a mené à l'identification *a posteriori* de trois biotypes de référence, un biotype légèrement altéré et trois biotypes altérés. Ces biotypes diffèrent principalement en fonction de leur altération (nutriments) et de deux facteurs naturels : la concentration en COD et l'ordre du cours d'eau. Ces facteurs ont été identifiés indirectement à l'aide de CA puis validés par des CCA et RDA. Cette procédure évite donc toute relation circulaire entre les variables environnementales et la structure des communautés. La première étape a permis de différencier les biotypes des milieux altérés des biotypes des milieux peu ou pas altérés en fonction du gradient d'altération. Les deux dernières étapes ont permis de différencier un biotype légèrement altéré des biotypes de référence.

4.1.1 Biotypes altérés

Les biotypes de macro-invertébrés 4 à 6 semblent représenter les biotypes des milieux les plus altérés. Ces sites se localisent dans la Plaine du moyen Saint-Laurent où l'agriculture semble être responsable des concentrations élevées en NTOT et PTOT et occasionne une augmentation de la conductivité et du pH. Ces sites sont caractérisés par des taxons tolérants tels les *Oligochaeta*, les *Chironomidae*, les *Hydropsychidae* et les *Caenidae*. Toutefois, notons la plus grande présence du taxon sensible *Psychomyiidae* dans les sites Ruisseau Beudet et Cugnet. Les indices FBI, ASPT et IMIBWVr varient également en fonction de l'axe de dégradation. Le biotype 6 est typique de conditions altérées avec une concentration en COD élevée provenant possiblement des milieux humides. Certaines familles très sensibles telles les *Brachycentridae*, en plus de familles moyennement sensibles telles les *Helicopsychidae*, les *Leptoceridae*, les *Heptageniidae* et les *Gomphidae* démontrent une transition vers les milieux de référence. Les *Chironomidae* sont particulièrement abondantes et indicatrices des milieux les plus dégradés, soit le biotype 4 de l'étude. Cependant, les variables caractérisant le gradient d'altération ne permettent pas d'expliquer la différence dans la composition taxonomique des biotypes 4 et 5 (voir CCA, Figure 5). Des analyses réalisées uniquement sur les biotypes altérés permettraient possiblement d'expliquer cette différence. Les biotypes altérés de cette étude sont davantage homogènes que les biotypes peu ou pas altérés (voir statistique *A*, voir Figure 3).

4.1.2 Biotype légèrement impacté : zone grise

Une seconde classification des ordinations a été produite, excluant les biotypes altérés, afin d'identifier les biotypes de référence. Toutefois, ces analyses ont démontré une réduction de l'influence des nutriments sur la structure des communautés de macro-invertébrés, mais cet effet est toujours significatif. Cet axe d'altération distingue le biotype légèrement altéré (REF4) des biotypes de référence. Les sites caractérisant le biotype légèrement altéré ont un

pH, une conductivité et une alcalinité plus élevées, et des concentrations en NTOT plus élevées (médiane de 0,99 ml/L.) que les sites de référence. Ce biotype se distingue des biotypes de références par une proportion plus importante de taxons tolérants et une plus grande abondance de macro-invertébrés. La présence de familles moyennement tolérantes de *Trichoptera*, telles les *Hydroptilidae*, en plus des *Oligochaeta* et *Empididae* témoignent d'une certaine dégradation. Le taxon sensible *Glossosomatidae* démontre une transition vers les milieux de référence. Les indices FBI (médiane 4,24) et IMIBWr (médiane 79,32) confirment également cette altération intermédiaire.

4.1.3 Biotypes de référence

Les dernières ordinations ont permis d'identifier les biotypes de référence, car aucune variable de dégradation n'expliquait de variation significative dans la structure des biotypes de macro-invertébrés REF1 à REF3. Le COD naturel semble donc constituer le principal facteur de différenciation des communautés de macro-invertébrés dans cette étude (valeur de A également la plus grande, voir Figure 6). Ces fortes concentrations pourraient 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). Le biotype de référence 1 (REF1) représente les conditions de référence avec des concentrations en COD élevées. Les conditions de référence de ce type de cours d'eau sont caractérisées par la présence de mollusques, telle la famille tolérante des *Sphaeriidae* et des *Empididae*, ainsi que de familles moyennement sensibles de *Trichoptera*, telles les *Hydroptilidae* et les *Leptoceridae*. Les *Isonychiidae* sont les seuls taxons sensibles indicateurs de ces conditions. Les indices FBI (médiane 4,38), ASPT (médiane 6,39) et IMIBWVr (médiane 77,59) de même que le pourcentage de taxons tolérants, de *Chironomidae*, d'*Oligochaeta* et d'*Hydropsychidae* et l'abondance de taxons semblent indiquer un niveau de dégradation plus important de ce biotype par rapport aux biotypes de référence. Toutefois, l'absence de gradient d'altération significatif semble démontrer que ces indices auraient tendance à surestimer légèrement la dégradation des sites dont les concentrations naturelles en COD sont plus élevées. Ces concentrations pourraient également être occasionnées par la présence de coupes forestières dans le bassin versant. Toutefois, un plus grand nombre de sites d'échantillonnage représentant ces conditions devra être ajouté afin de caractériser adéquatement ce type de milieu.

L'ordre du cours d'eau était le deuxième facteur ayant une influence significative sur les biotypes de macro-invertébrés de référence. Le biotype de référence 2 (REF2) représente les conditions de référence pour les petit cours d'eau d'ordre 2 dont le substrat est peu ensablé. Ces conditions de référence sont caractérisées 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 de *Trichoptera* et de *Plecoptera*.

Le biotype de référence 3 (REF3) représente les conditions de référence pour les cours d'eau d'ordre 3 et 4 dont le substrat est plus ensablé. Ce biotype de référence est également caractérisé par une abondance plus importante d'*Ephemeroptera*, telles les familles moyennement sensibles des *Baetidae* et *Heptageniidae*, et d'une famille sensible *Plecoptera*.

Toutefois, l'effet du COD naturel et de l'ordre du cours d'eau sur la composition des biotypes de référence de macro-invertébrés devra être confirmé dans une étude subséquente regroupant un plus grand nombre de 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.

4.2 Comparaison des approches *a priori* et *a posteriori*

4.2.1 Sélection des sites de référence

Bien que la sélection des sites de référence constitue l'élément fondamental de la RCA, donc de l'évaluation de l'intégrité écologique, il n'y a pas de consensus parmi les scientifiques sur ce qu'est une condition de référence et comment elle doit être identifiée (Bowman et Somers, 2005). Ce manque de consensus a conduit au développement d'outils de suivi biologique dont les conditions de référence et l'évaluation du niveau d'intégrité écologique d'un site « test » ne sont pas comparables. Par conséquent, un processus plus formel devrait également être adopté pour la sélection des sites de référence (Reynoldson et Wright, 2000).

Cette étude proposait une procédure permettant de sélectionner *a posteriori* les sites de référence. Cette procédure est une version modifiée de la méthode utilisée pour le développement de l'Indice Diatomée de l'Est du Canada (IDEC; Grenier *et al.*, 2006). Cette sélection a été réalisée à partir d'une classification *a posteriori* des sites basée uniquement sur la structure des communautés de macro-invertébrés, excluant ainsi toute présupposition de base quant à la similarité des communautés biologiques en fonction de facteurs abiotiques. Cette procédure diffère des approches multimétriques et multivariées (ex. RIVPACS, AUSRIVAS, BEAST et autres biotypologies) les plus connues dans lesquelles la sélection des sites de référence est effectuée *a priori* en se basant sur des critères abiotiques, tels des critères physico-chimiques, physiographiques, géographiques et l'utilisation du sol, qui varient également grandement d'un système à un autre (ex., Hughes *et al.*, 1986; Rosenberg *et al.*, 1999; Reynoldson et Wright, 2000). Cette approche diffère également des approches européennes (ex., Descy *et al.*, 2005; Gosselain *et al.*, 2005) dans lesquelles les sites de référence ont été sélectionnés en fonction des valeurs d'indices diatomiques, tels l'Indice de Pollu-sensibilité (IPS; Coste, 1982) et l'Indice Biologique Diatomées (IBD; Lenoir et Coste, 1996), développés à partir des valeurs d'optimums et de tolérance de chaque taxon dérivés des données physico-chimiques. À notre avis, ces procédures de sélection des sites de référence *a priori* sont biaisées car elle pose le postulat qu'un site, dont les caractéristiques physico-chimiques, physiographiques et l'utilisation du sol en amont de ce même site sont jugés non-altérés, a une bonne intégrité écologique. Ce postulat implique que le suivi biologique dépend des variables environnementales du cours d'eau, donc mène à des arguments circulaires. Or **l'intérêt du suivi biologique est précisément que les communautés aquatiques intègrent les caractéristiques physiques et chimiques dans le temps et l'espace, donc fournissent une évaluation directe de l'état d'un écosystème.** Nous croyons, inversement, qu'un site de référence doit être désigné comme tel en se basant directement sur le niveau d'intégrité des communautés biologiques qui y vivent, en l'occurrence les communautés de macro-invertébrés dans la présente étude. Cette

approche empêche surtout l'inclusion de sites dont certaines sources de pollution n'ont pu être détectées lors de la présélection (*a priori*) de sites de référence. L'inclusion de sites altérés dans les sites de référence a une influence majeure sur l'évaluation du niveau d'altération des sites « test » car elle a pour effet de sous-estimer leur altération, donc les mesures de restauration nécessaires. De plus, le manque de données physico-chimiques, d'utilisation du sol et autres sources de perturbations potentielles pour tous les sites peuvent rendre difficile une sélection *a priori* adéquate des sites de référence, ce qui peut être le cas lors de récupération de données historiques.

Nous proposons que la sélection des sites 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 possible. 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*. Nous pensons qu'une combinaison des caractéristiques environnementales et des caractéristiques biologiques permet de s'assurer que la communauté biologique ne démontre pas une altération qui n'aurait pu être identifiée *a priori* et inversement. La complémentarité de ces procédures favorise une investigation des sites où ces deux approches donnent des résultats différents : la communauté de macro-invertébrés est-elle plus dégradée que ne semble démontrer l'environnement abiotique ou vice versa? Dans cette étude, les sites de référence sélectionnés *a priori* et *a posteriori* étaient exactement les mêmes, excepté 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'ont pas été identifiées *a priori*. La procédure *a posteriori* utilisée dans cette étude a également permis d'établir une typologie des sites de référence et l'identification des variables naturelles discriminantes, la concentration naturelles en COD et l'ordre du cours d'eau. Cette approche permet ultimement de déterminer quel biotype de référence doit être comparé à chaque site test. Par exemple, les sites du biotype 6 (fortes concentrations en COD) devraient être comparés aux sites du biotype de référence 1 (REF1; fortes concentrations naturelles en COD). De même, les cours d'eau altérés d'ordre 2 devraient être comparés à la communauté de référence 2 (REF2). Présentement, la validation *a posteriori* n'est pas réalisée dans les systèmes multimétriques et multivariés.

4.2.2 Classification des communautés de référence

Comme dans les approches multivariées les plus connues, les sites de référence ont été classifiés *a posteriori* en utilisant une méthode de classification basée sur la similarité de la composition biologique des sites (Reynoldson *et al.*, 1997). Un modèle prédictif sera par la suite requis afin d'associer un site test avec la communauté de référence appropriée. Ces sites de référence sont donc utilisés pour prédire la structure de communauté de macro-invertébrés attendue dans un site test suite à sa restauration. Par conséquent, notre procédure diffère de l'approche multimétrique dans laquelle la classification des sites de référence est effectuée *a priori* en se basant sur des facteurs spatiaux abiotiques, souvent en fonction de leur appartenance à une écorégion ou à une sous-écorégion (ex., Barbour *et al.*, 1995). Ces régions sont prédéfinies à partir de caractéristiques telles que le climat, la physiographie, la géologie, les sols et la végétation (Omernik, 1987). Par exemple, la combinaison des

écorégions et des bassins versants a également été utilisée, entre autres, pour le développement des 22 hydro-écorégions de France (Rogers et Wasson, 1997) qui regroupent les sections de bassins versants localisés dans la même écorégion. Ces approches posent le postulat que les communautés de référence sont similaires à l'intérieur d'une même (hydro) écorégion et différent 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 macro-invertébrés en conditions de référence (ex., Wasson *et al.*, 2002), la plupart des études démontrent le contraire. Par exemple, Mazon *et al.* (2006) ont mesuré l'effet de différentes méthodes de classifications du périphyton et des macro-invertébrés *a priori* (écorégions, ordre du cours d'eau et modèle nuls) et *a posteriori* (biotypes) de 202 sites de référence. Leur étude a démontré que les classifications *a posteriori* partitionnent les sites en groupes plus homogènes et évaluent la dégradation d'un site avec plus de précision et d'exactitude, suivis par l'écorégion et l'ordre du cours. Les méthodes *a priori* expliquaient une faible portion de la variance dans la structure des communautés de macro-invertébrés et de diatomées. Des résultats similaires ont été obtenus par Reynoldson *et al.* (1995) et par Hawkins et Norris (2000). Waite *et al.* (2000) ont obtenu, pour leur part, de meilleures classifications en fonction de l'ordre du cours d'eau que de l'écorégion, mais étaient moins homogènes que les biotypes. Dans cette étude effectuée à petite échelle, l'ordre du cours d'eau expliquait également une partie significative de la variance dans les communautés de macro-invertébrés de référence, contrairement à la région naturelle (sous groupes d'écorégion). De tels résultats semblent prévisibles, car les biotypes ont été créés pour maximiser l'homogénéité.

4.2.3 Analyse de l'homogénéité à l'intérieur et différence entre les biotypes de référence

La capacité à former des biotypes discrets de sites de référence est essentielle afin d'estimer correctement le niveau de dégradation (Reynoldson *et al.*, 1997; Bailey *et al.*, 2004) dans des systèmes tels RIVPACS et ses dérivés, l'IDEC et les indices multimétriques basés sur des conditions de référence. Les communautés de référence de cette étude étaient relativement homogènes (statistiques A près de 0,1) et différentes les unes des autres (valeurs de p sous de 0,05), mais comportaient peu de sites. Reynoldson et Wright (2000), ainsi que Barrett et Goldsmith (1976) recommandent plus de 5 sites par biotype. Trop peu de sites de référence peut occasionner une faible représentativité de la variabilité des communautés normalement possibles dans un environnement. De plus, les biotypes de référence 1 et 2 (REF1 et REF2) étaient composés en partie d'un même site échantillonné sur des années consécutives et couvraient un faible gradient environnemental naturel. Conséquemment, plus de sites de référence devraient être échantillonnés, notamment là où les sites de référence sont absents.

4.3 Propositions pour le développement d'un indice de suivi de l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques

4.3.1 Indice multivarié

L'objectif principal de cette étude était de proposer une méthode de sélection et de classification des sites de référence *a posteriori* en vue du développement d'un indice macro-invertébré. Considérant les résultats de cette étude, nous proposons le développement d'un indice multivarié développé à partir d'une analyse des correspondances (Lavoie *et al.*, 2006) sur laquelle différents métriques et indices multimétriques sont représentés en passif (en fonction de leur corrélation avec les axes d'ordination) (Figure 13). Cette proposition vient en réponse à plusieurs recommandations soulevées notamment par Bowman et Somers (2005) et le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME 2006).

Il n'y a pas, actuellement, de consensus permettant de choisir l'approche la plus appropriée pour évaluer le niveau de dégradation d'un site « test » (ex., Gerritsen, 1995; Norris, 1995; Resh *et al.*, 2000). Le mérite relatif des approches multivariées et multimétriques a déjà été débattu (ex. Barbour *et al.*, 1999) et résumé par Bailey *et al.*, (2004). Bien que la classification des sites de référence *a posteriori* soit souvent plus utilisée dans les systèmes multivariés, celle-ci peut tout de même être utilisée pour le développement d'un indice multimétrique (Barbour *et al.*, 1999). Les deux approches peuvent donc être utilisées pour développer un indice à partir des communautés et sites de référence identifiés dans cette étude. L'approche multimétrique est plus simple à produire et plus facile à comprendre intuitivement pour les utilisateurs non-experts que l'approche multivariée. Elle fournit également un lien plus détaillé entre les causes des perturbations et leurs effets sur le biote, 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 Somers, 2006) en sous-estimant ou sur-estimant la dégradation d'un site test en fonction des métriques utilisées. Dans cette étude, le niveau de dégradation des sites de référence dont la concentration en COD naturel est élevée (REF1) était sur-estimé par les indices biotiques et multimétriques possiblement en raison de la plus faible proportion de taxons EPT, ceux-ci présents dans plusieurs métriques (ex. NBTAXEPT, PP, PT, PE). Pour sa part, l'approche multivariée développée dans le développement du système BEAST (HMDS; Hybrid multidimensional scaling) et de l'IDEC (CA; analyse des correspondances) utilise l'ensemble de l'information fournie par la structure de la communauté et résume 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).

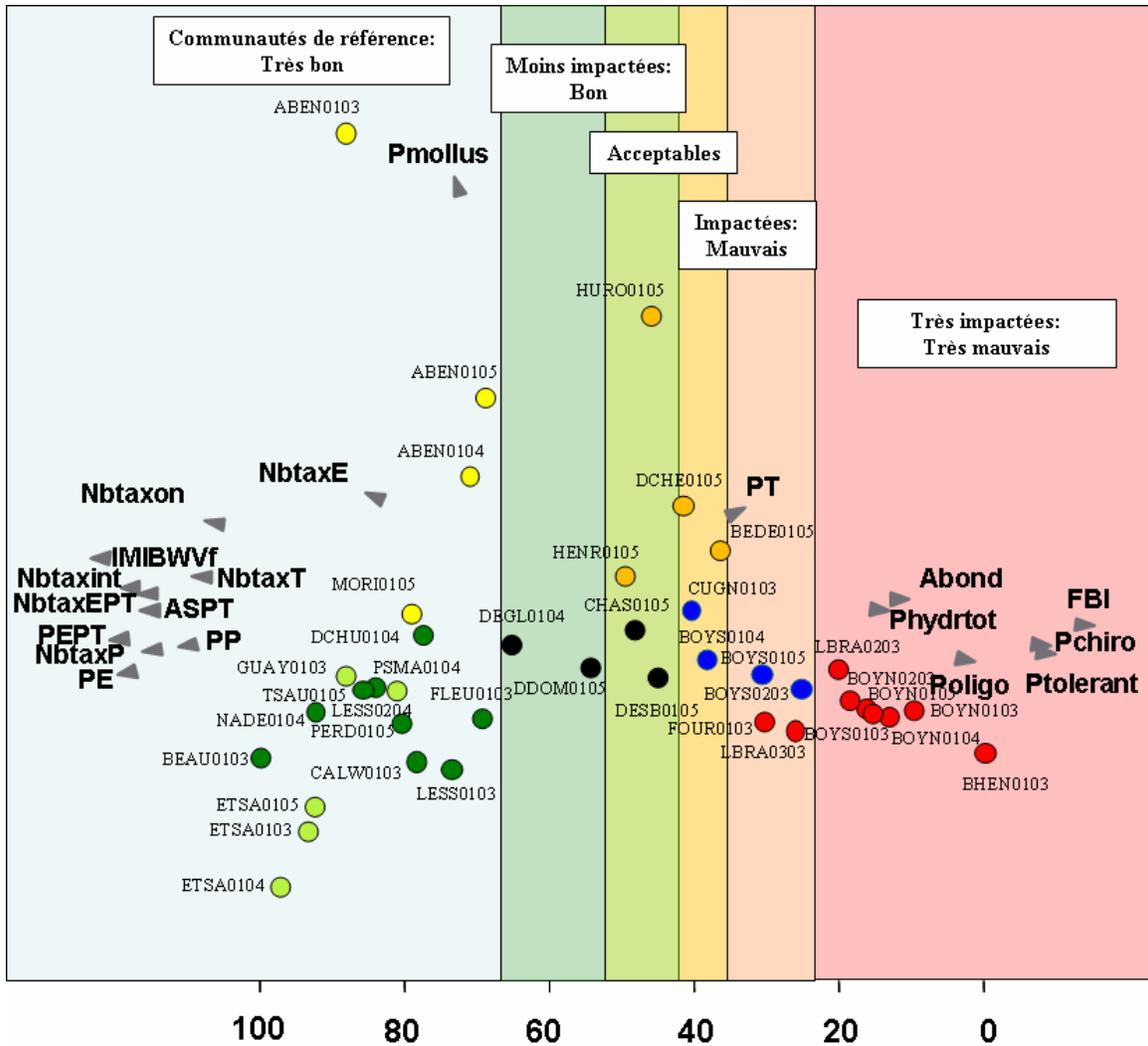


Figure 13 : Indice macro-invertébré multivarié proposé. Les différentes couleurs représentent les bandes de dégradation. Les codes représentent les codes d'identification des échantillons (voir Annexe A).

Nous proposons davantage un indice de type IDEC. Cette approche permet d'évaluer le niveau de dégradation en fonction d'une distance (différence) à la référence sur un gradient d'altération. Cette approche diffère de BEAST et du Test Site Analysis (TSA; Bowman et Somers, 2003) dans lesquels l'évaluation du niveau de dégradation est basée sur une probabilité que le site test soit à l'extérieur de la variation normale des sites de référence (la variation normale est définie à partir de l'intervalle de confiance regroupant 95 % des sites de référence). Ces deux approches ne pouvant qu'établir qu'un site test 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). Malheureusement, ces approches ne n'autorisent pas d'identifier différents niveaux de dégradation parmi les sites altérés. La distance à la référence préconisée dans cette étude permet, pour sa part, d'obtenir un gradient de valeurs indicelles (cotes) indiquant différents niveaux de dégradation (classes de dégradation) 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 sites de référence. Basé sur cette approche, ce site serait alors représenté sur l'axe de variation naturelle (axe 2), comme ça a été le cas pour les sites de référence avec une concentration naturelle élevée en COD dans cette étude (Figure 4).

Toutefois, toutes les méthodes multimétriques et multivariées utilisent des classes de dégradation définies arbitrairement (Simpson et Norris, 2000). Nous suggérons d'établir des « seuils écologiques » qui délimitent les classes de dégradation en fonction des biotypes établis par la classification (Figure 13). Ces seuils correspondent ainsi à des différences significatives (indiqués par la valeur de p entre les biotypes) entre les communautés biologiques, donc à des seuils de changement écologiques. La communauté légèrement altérée représenterait une zone de transition (zone grise) entre les conditions de référence et les conditions altérées. Les variables significatives corrélées au gradient d'altération peuvent être utilisées pour diagnostiquer les causes de la dégradation. Cet indice pourrait également bénéficier de la combinaison des approches multivariées et multimétriques en calculant les métriques et les indices et en les représentant dans l'ordination afin de bénéficier des informations écologiques fournies par ceux-ci. Cette combinaison a été recommandée notamment par (Johnson, 2000) et le CCME (2006) et utilisée par Bowman *et al.* (2003) et Bowman et Somers (2006) dans le développement de l'approche Test Site Analysis (TSA) et également par Sylvestre *et al.*, (2005) comme information supplémentaire incluse dans BEAST.

4.3.2 Indice multimétrique

Un indice multimétrique pourrait également être développé en fonction des sites et des biotypes de référence identifiés dans cette étude. Les indices FBI et IWIBWVr seraient davantage recommandés car ils sont 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 ne départage pas bien la communauté légèrement altérée des communautés de référence. Cependant, ces trois indices semblent surestimer l'altération des sites de référence avec des concentrations naturelles en COD élevées (REF1). La création d'un sous-indice serait nécessaire pour les sites de référence à fortes concentrations naturelles en COD afin d'éviter la surestimation de leur altération.

5. Remerciements

Nous tenons d'abord à remercier Julie Moisan du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) pour ses travaux sur le terrain et en laboratoire, ainsi que pour ses commentaires sur la taxonomie et l'écologie des macro-invertébrés. Nous voulons également remercier Jacques St-Onge pour avoir fourni les bases de données. Le projet soutenu a été rendu possible grâce à une contribution financière du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec et d'Environnement Canada dans le cadre du Plan Saint-Laurent 2005-2010, Domaine agriculture. Ce projet a également été supporté par le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT) et le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) par l'entremise des fonds de recherche attribués à Alain N. Rousseau et Stéphane Campeau. Martine Grenier est supportée par une bourse d'étude attribuée par le CRSNG. Nous remercions le MDDEP pour avoir fourni les données de macro-invertébrés, de physico-chimie de l'eau, d'habitat et les cartes numériques. Ce travail est une contribution au Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie (GRIL).

Bibliographie

Bailey, R.C., Norris, R.H., et Reynoldson, T.B. 2004. Bioassessment of Freshwater Ecosystems using the Reference Condition Approach. Kluwer Academic Publishers, Boston, 184 p.

Barrett J.B. et Goldsmith L. 1976. When is n sufficiently large? *The American Statistician* 30: 67-70.

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 *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. Edited by W.S. Davis, T.P. Simon Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. pp.63-77.

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.

Biondini, M.E., Bonham, C.D., et Redente, E.F. 1985. Secondary successional patterns in a sagebrush (*Artemisia tridentata*) community as they relate to soil disturbance and soil biological activity. *Vegetatio*. 60: 25-36.

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 no QE-20, 2 volumes, 514 p. + 4 annexes.

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. 89p.

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>

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 Proceedings of the 30th Annual Aquatic Toxicity Workshop, 28 September-1 October, 2003, Ottawa, Ontario. Edited by K.S. Hedley, S. Roe, A.J. Niimi. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2510. pp. 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.

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.

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.

Coste, M. 1982. Étude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Cemagref, Lyon, France.

CWAP 1998. Clean Water Action Plan: Restoring and Protecting America's Waters. Available from : www.cleanwater.gov/action/overview.html.

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.

Dufrêne, M. et Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*. 67(3): 345-366.

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

Feio, M.J., Reynoldson, T.B., et Graça, M.A.S. 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.

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

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.

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 ed. 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.

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

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(9): 2087-2106.

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 ENV-2001-0141, rapport QE-123, pp. 24 p.

Hill, M.O., et Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*. 42: 47-58.

Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*. 7(1):65-68.

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.

Johnson, R. K. 2000. RIVPACS and alternative statistical modeling techniques: accuracy and soundness of principles. Pages 323–332 In *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques*. Edited by J. F. Wright, D.M. Sutcliffe, M.T. Furse, B.W. Kilgour, K.M. Somers, D.R. Barton. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.

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(4): 768-785.

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

- Kohonen, T. 2001. *Self-Organizing Maps*, 3rd edition Springer, Berlin.
- 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(8): 1793-1811.
- Legendre, L., et Legendre, P. 1998. *Numerical Ecology*. 2nd edition Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands.
- Lenoir, A. et Coste, M. 1996. Development of practical diatomic index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network. In *Use of Algae for monitoring Rivers II*, Institut für Botanik, Universität Innsbruck. Edited by B.A. Whitton, E. Rott.
- Li, T., et Ducruc, J.P. 2000. *Les Provinces naturelles du Québec : niveau I du cadre écologique du Québec*. Les Publications du Québec, Québec, Canada.
- Mandaville, S.M. 2002. *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters - Taxons Tolerance Values, Metrics, and Protocols*, (Project H-1) Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. <http://lakes.chebucto.org/H-1/tolerance.pdf>
- MathWorks inc. 2001. *Matlab [computer software]*. Version 6.0. The MathWorks inc., Natick, Massachusetts.
- McCune, B., et Mefford, M.J. 1999. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 4 [computer program]*. 1999. MJM Software Design, Glenden Beach, Oregon.
- MDDEP (en préparation). *Guide de surveillance biologique des cours d'eau peu profonds à l'aide des macro-invertébrés benthiques*, Québec, ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- 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(2): 394-411.
- Mielke, P.W.Jr. 1984. Meteorological applications of permutation techniques based on distance functions. In *Handbook of Statistics*. Edited by P.R. Krishnaiah, P.K. Sen. Elsevier Science Publisher. pp.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.
- Norris, R.H. 1995. Biological monitoring: the dilemma of data analysis. *Journal of the North American Benthological Society* 14:440-450.
- Omernik, J.M. 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers* 77: 118-125

Palmer, M.W. 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology*. 74(8): 2215-2230.

Park, Y.-S., Verdonschot, P.F.M., Chon, T.S., et Lek, S. 2003. Patterning and predicting aquatic macroinvertebrate diversities using artificial neural network. *Water Research*. 37: 1749–1758.

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.

Resh, V.H., Rosenberg, D.M., et Reynoldson, T.B. 2000. Establishing reference conditions in the Fraser River cathment, British Columbia, Canada, using the BEAST (Benthic Assessment of SedimenT) predictive model. Pages 181-194 In *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques*. Edited by J.F. Wright, D.M. Sutcliffe, M.T. Furse. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.

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(4): 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. Pages 293-304 In *Assessing the biological quality of fresh water: RIVPACS and other techniques*. Edited by J.F. Wright, D.W. Sutcliffe, M.T. Furse. Freshwater Biological Association, Cumbria.

Rogers, C.F. et J.G. Wasson. 1997. Cadrage 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, Villeurbanne, France.

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.

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, pages 6.1 à 6.41, dans ministère de l'Environnement et de la Faune

(édition), le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique – 1996, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq no EN980022.

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. 57 p.

Simpson J.C. et R.H. Norris 2000. Summarising, presenting and interpreting outputs from RIVPACS and AUSRIVAS. Pages 305-310 In Assessing the biological quality of fresh water: RIVPACS and other techniques. Edited by J.F. Wright, D.W. Sutcliffe, M.T. Furse. Freshwater Biological Association, Cumbria.

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 Prentice, I.C. 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*. 18: 271-317.

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.

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

Ultsch, A. 1993. Self-organizing neural networks for visualizing and classification. In *Information and classification*. Edited by O. Opitz, B. Lausen, R. Klar. Springer-Verlag, Berlin, Germany. pp. 307-313.

Waite, I.R., Herlihy, A.T., Larsen, D.P., et D.J. Klemm. 2000. Comparing strengths of geographic and nongeographic classifications of stream benthic macroinvertebrates in the Mid-Atlantic Highlands, USA. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 429–441.

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.

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(4):15-25.

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.

Zimmerman, G.M., Goetz, H., et Mielke, P.W.Jr. 1985. Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire. *Ecology*. 66: 606-611.

Annexes

ANNEXE A. DESCRIPTION DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE

Rivière(s)	ID	No de la station (BQMA)	Latitude	Longitude	Année d'échantillonnage
BOYER SUD	BOYS1	02300002	46,71795546	-70,97779362	2003-2004-2005
BOYER-NORD	BOYN1	02300003	46,70630000	-71,00203900	2003-2004-2005
BOYER-NORD	BOYN2	02300050	46,68112923	-70,98967966	2003
BOYER-SUD	BOYS2	02300049	46,70826355	-70,96200035	2003
BRAS D'HENRI	BHEN	02340113	46,49063615	-71,19187622	2003
CALWAY	CALW	02340112	46,29288375	-70,80521174	2003
CUGNET	CUGN	02340111	46,59210353	-71,35478807	2003
DES ABÉNAQUIS	ABEN	02330040	46,61711572	-70,71884737	2003-2004-2005
LE BRAS	LBRA2	02330034	46,68587440	-71,11132286	2003
LE BRAS	LBRA3	02330036	46,58614693	-71,14466012	2003
LESSARD	LESS1	02340109	46,34343100	-71,00719500	2003
LESSARD	LESS2	02340115	46,37872900	-70,95790400	2004
BEURIVAGE	BEAU	02340114	46,35468512	-71,11672659	2003
RUISSEAU DE L'ÉGLISE	DEGL	02i80002	46,82619340	-71,01584150	2004
PETITE RIVIÈRE SAINTE-MARGUERITE	PSMA	02310038	46,82506200	-70,69619000	2004
RUISSEAU DE LA CHUTE	DCHU	02310039	46,76588903	-70,77238854	2004
DES FLEURS	FLEU	02330041	46,46358700	-70,55593285	2003
RUISSEAU SANS NOM (ETCHEMIN)	ETSA	02330042	46,42985880	-70,63045333	2003-2004-2005
RUISSEAU FOURCHETTE	FOUR	02330043	46,68744894	-71,11000699	2003
RUISSEAU GUAY	GUAY	02340110	46,36555500	-71,03658200	2003
NADEAU	NADE	02340116	46,38208087	-70,95875242	2004
RUISSEAU BEAUDET	BEDE	02350001	46,63865562	-71,57312525	2005
CHASSÉ	CHAS	02340118	46,46813837	-71,01110992	2005
DU CHÊNE	DCHE	02360011	46,4185294	-71,71821591	2005
DU DOMAINE	DDOM	02340117	46,46795765	-71,01168802	2005
DESBARATS	DESB	02330047	46,53590572	-70,80510596	2005
HENRI	HENR	02360013	46,45527726	-71,71195747	2005
HURON	HURO	02360012	46,51290142	-71,7578401	2005
MORIGEAU	MORI	02310040	46,86828657	-70,67122375	2005
DES PERDRIX	PERD	02310041	46,998760	-70,4152400	2005
TROIS SAUMONS	TSAU	02290002	47,16966667	-70,20297222	2005

ANNEXE B. DESCRIPTION DES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES

Variables	Description	Unités	Transformation
ALC	Alcalinité totale	mg A L ⁻¹	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 C L ⁻¹	LOG10
CON	Conductivité	μS cm ⁻¹	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	
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	
NTOT	Azote total filtré	mg N L ⁻¹	LOG (X+1)
O2	Oxygène dissous	mg O ² L ⁻¹	
PAT	Proportion des rives en pâturages	%	
PH	pH		
PTOT	Phosphore total persulfate	mg P L ⁻¹	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 SS L ⁻¹	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

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

ANNEXE C. DÉFINITION DES MÉTRIQUES ET INDICES MULTIMÉTRIQUES SÉLECTIONNÉS

Catégorie	Codes	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 <i>Ephemeroptera</i> (généralement à famille)	Diminution
	NbtaxP	Nombre de total de taxons <i>Plecoptera</i> (généralement à famille)	Diminution
	NbtaxT	Nombre de total de taxons <i>Trichoptera</i> (généralement à famille)	Diminution
	NbtaxEPT	Nombre de total de taxons <i>Ephemeroptera</i> , <i>Plecoptera</i> , <i>Trichoptera</i> (généralement à famille)	Diminution
Composition	PE	Pourcentage d' <i>Ephemeroptera</i>	Diminution
	PP	Pourcentage de <i>Plecoptera</i>	Diminution
	PT	Pourcentage de <i>Trichoptera</i>	Diminution
	PEPT	Pourcentage d' <i>Ephemeroptera</i> , <i>Plecoptera</i> , <i>Trichoptera</i>	Diminution
	Pchiro	Pourcentage de <i>Chironomidae</i>	Augmentation
	Poligo	Pourcentage d' <i>Oligocheata</i>	Variable
	Pmollus	Pourcentage de mollusque	
Tolérance à la pollution	Phydrtot	Pourcentage d' <i>Hydropsychidae</i>	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 intolérants à la pollution (cote de tolérance 0, 1, 2 et 3)	Diminution
Indices biotiques			
	FBI	Indice biotique Hilsenhoff	Augmentation

	FBI = $S \sum (x_i \cdot t_i) /$ abondance total; x_i = abondance de chaque taxons et t_i = valeur de tolérance de chaque taxon.	
	Valeur de tolérance 0 à 10; échelle d' intolérant à tolérant ¹	
ASPT	Indice average score per taxon	Diminution
	$S \sum t_i /$ nombre de taxons (généralement la famille) t_i = valeur de tolérance pour chaque famille	
	Valeur de tolérance 0 à 10; échelle de tolérance à intolérant	
<hr/>		
Indice multimétrique		
<hr/>		
IMIBWVf	Indice West Virginia modifié	
	Six métriques (% taxon dominant, % EPT, nombre de taxons EPT, % <i>Chirononidae</i> , FBI et nombre de taxons)	Diminution
<hr/>		

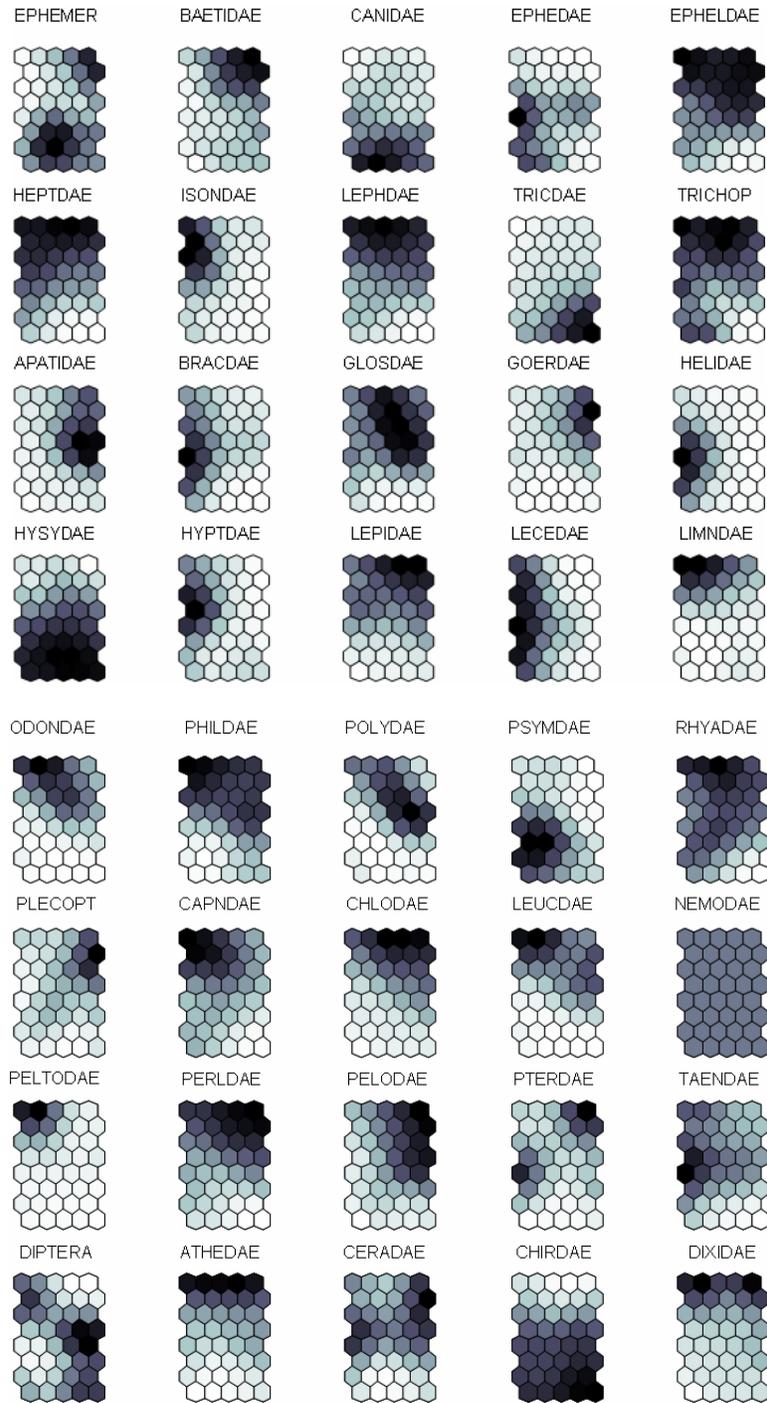
¹ Valeurs de tolérance tirées de Hilsenhoff (1988), Bode *et al.* (1996), Bode *et al.* (2002)

ANNEXE D. CODES ET LISTE DES TAXONS

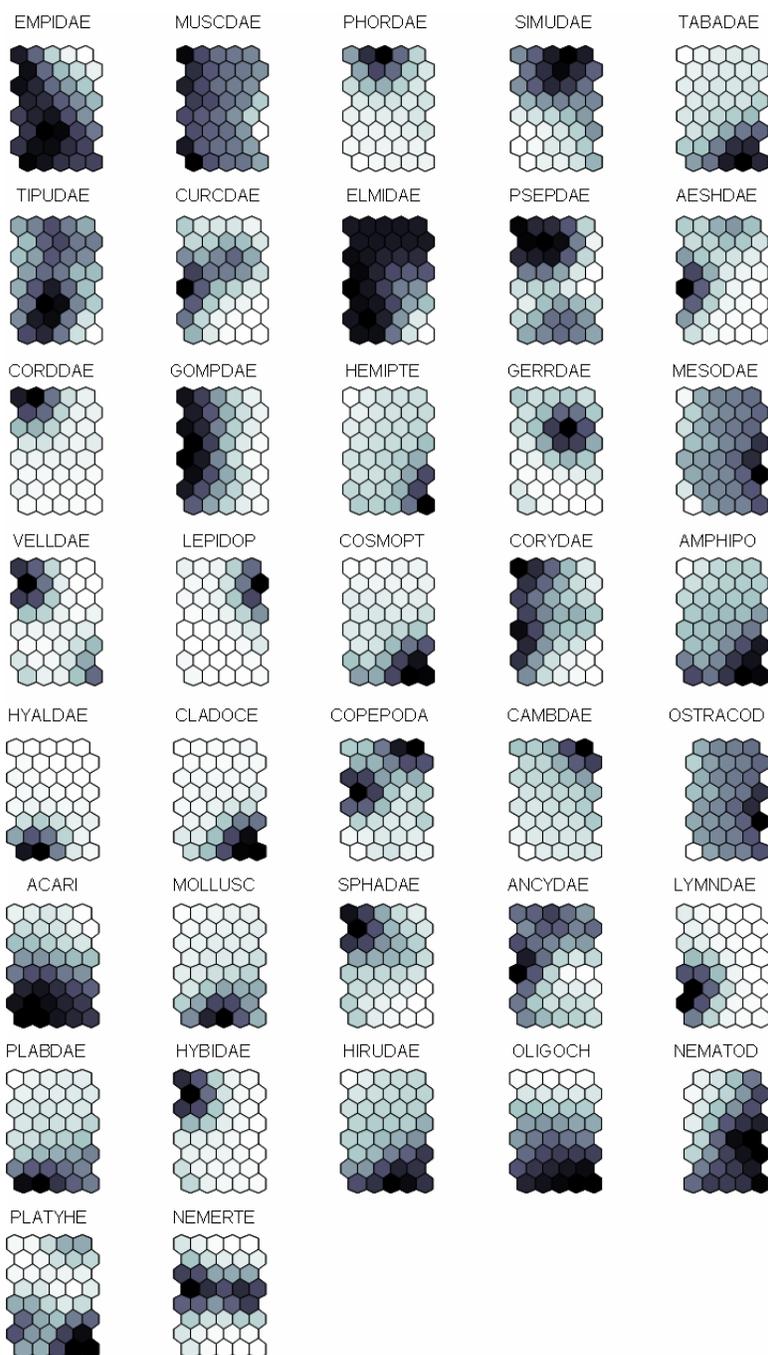
CODE	PHYLLUM	CLASSE	ORDRE	FAMILLE
ACARI	ARTHROPODA	ARACHNOIDEA	ACARI	
AESHDAE	ARTHROPODA	INSECTA	ODONATA	AESHNIDAE
AMPHIPO	ARTHROPODA	CRUSTACEA	AMPHIPODA	
ANCYDAE	MOLLUSCA	GASTROPODA	LIMNOPHILA	ANCYLIDAE
APATIDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	APATANIIDAE
ATHEDAE	ARTHROPODA	INSECTA	DIPTERA	ATHERICIDAE
BAETIDAE	ARTHROPODA	INSECTA	EPHEMEROPTERA	BAETIDAE
BRACDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	BRACHYCENTRIDAE
CAMBDAAE	ARTHROPODA	CRUSTACEA	DECAPODA	CAMBARIDAE
CANIDAE	ARTHROPODA	INSECTA	EPHEMEROPTERA	CAENIDAE
CAPNDAE	ARTHROPODA	INSECTA	PLECOPTERA	CAPNIIDAE
CERADAE	ARTHROPODA	INSECTA	DIPTERA	CERATOPOGONIDAE
CHIRDAE	ARTHROPODA	INSECTA	DIPTERA	CHIRONOMIDAE
CHLODAE	ARTHROPODA	INSECTA	PLECOPTERA	CHLOROPERLIDAE
CLADOCE	ARTHROPODA	CRUSTACEA	CLADOCERA	
COPEPODA	ARTHROPODA	CRUSTACEA	COPEPODA	
CORDDAE	ARTHROPODA	INSECTA	ODONATA	CORDULEGASTRIDAE
CORYDAE	ARTHROPODA	INSECTA	MEGALOPTERA	CORYDALIDAE
COSMOPT	ARTHROPODA	INSECTA	LEPIDOPTERA	COSMOPTERIGIDAE
CURCDAE	ARTHROPODA	INSECTA	COLEOPTERA	CURCULIONIDAE
DIPTERA	ARTHROPODA	INSECTA	DIPTERA	
DIXIDAE	ARTHROPODA	INSECTA	DIPTERA	DIXIDAE
ELMIDAE	ARTHROPODA	INSECTA	COLEOPTERA	ELMIDAE
EMPIDAE	ARTHROPODA	INSECTA	DIPTERA	EMPIDIDAE
EPHEDAE	ARTHROPODA	INSECTA	EPHEMEROPTERA	EPHEMERIDAE
EPHELDAE	ARTHROPODA	INSECTA	EPHEMEROPTERA	EPHEMERELLIDAE
EPHEMER	ARTHROPODA	INSECTA	EPHEMEROPTERA	
GERRDAE	ARTHROPODA	INSECTA	HEMIPTERA	GERRIDAE
GLOSDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	GLOSSOSOMATIDAE
GOERDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	GOERIDAE
GOMPDAE	ARTHROPODA	INSECTA	ODONATA	GOMPHIDAE
HELIDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	HELICOPSYCHIDAE
HEMIPT	ARTHROPODA	INSECTA	HEMIPTERA	
HEPTDAE	ARTHROPODA	INSECTA	EPHEMEROPTERA	HEPTAGENIIDAE
HIRUDAE	ANNELLIDA	HIRUDINEA	GNATHOBDPELLIDA	HIRUDINIDAE
HYALDAE	ARTHROPODA	CRUSTACEA	AMPHIPODA	HYALELLIDAE
HYBIDAE	MOLLUSCA	GASTROPODA	MESOGASTROPODA	HYDROBIIDAE
HYPTDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	HYDROPTILIDAE
HYSYDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	HYDROPSYCHIDAE
ISONDAE	ARTHROPODA	INSECTA	EPHEMEROPTERA	ISONYCHIIDAE
LECEDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	LEPTOCERIDAE
LEPHDAE	ARTHROPODA	INSECTA	EPHEMEROPTERA	LEPTOPHLEBIIDAE
LEPIDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	LEPIDOSTOMATIDAE
LEPIDOP	ARTHROPODA	INSECTA	LEPIDOPTERA	
LEUCDAE	ARTHROPODA	INSECTA	PLECOPTERA	LEUCTRIDAE
LIMNDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	LIMNEPHILIDAE

LYMNDAE	MOLLUSCA	GASTROPODA	LIMNOPHILA	LYMNAEIDAE
MESODAE	ARTHROPODA	INSECTA	HEMIPTERA	MESOVELIIDAE
MOLLUSC	MOLLUSCA			
MUSCDAE	ARTHROPODA	INSECTA	DIPTERA	MUSCIDAE
NEMATOD	NEMATODA			
NEMERTE	NEMERTEA			
NEMODAE	ARTHROPODA	INSECTA	PLECOPTERA	NEMOURIDAE
ODONDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	ODONTOCERIDAE
OLIGOCH	ANNELLIDA	OLIGOCHAETA		
OSTRACOD	ARTHROPODA	CRUSTACEA	OSTRACODA	
PELODAE	ARTHROPODA	INSECTA	PLECOPTERA	PERLODIDAE
PELTODAE	ARTHROPODA	INSECTA	PLECOPTERA	PELTOPERLIDAE
PERLDAE	ARTHROPODA	INSECTA	PLECOPTERA	PERLIDAE
PHILDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	PHILOPOTAMIDAE
PHORDAE	ARTHROPODA	INSECTA	DIPTERA	PHORIDAE
PLABDAE	MOLLUSCA	GASTROPODA	LIMNOPHILA	PLANORBIDAE
PLATYHE	PLATYHELMINTHES			
PLECOPT	ARTHROPODA	INSECTA	PLECOPTERA	
POLYDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	POLYCENTROPODIDAE
PSEPDAE	ARTHROPODA	INSECTA	COLEOPTERA	PSEPHENIDAE
PSYMDAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	PSYCHOMYIIDAE
PTERDAE	ARTHROPODA	INSECTA	PLECOPTERA	PTERONARCYIDAE
RHYADAE	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	RHYACOPHILIDAE
SIMUDAE	ARTHROPODA	INSECTA	DIPTERA	SIMULIIDAE
SPHADA	MOLLUSCA	PELECYPODA	EULAMELLIBRANCHIA	SPHAERIIDAE
TABADA	ARTHROPODA	INSECTA	DIPTERA	TABANIDAE
TAENDA	ARTHROPODA	INSECTA	PLECOPTERA	TAENIOPTERYGIDAE
TIPUDA	ARTHROPODA	INSECTA	DIPTERA	TIPULIDAE
TRICDAE	ARTHROPODA	INSECTA	EPHEMEROPTERA	TRICORYTHIDAE
TRICHOP	ARTHROPODA	INSECTA	TRICHOPTERA	
VELLDAE	ARTHROPODA	INSECTA	HEMIPTERA	VELIIDAE

ANNEXE E. CARTES DE DISTRIBUTION DES FAMILLES DES SIX BIOTYPES DE MACRO-INVERTÉBRÉS FORMÉES À PARTIR DE LA CARTE AUTO-ORGANISATRICE DE KOHONEN.



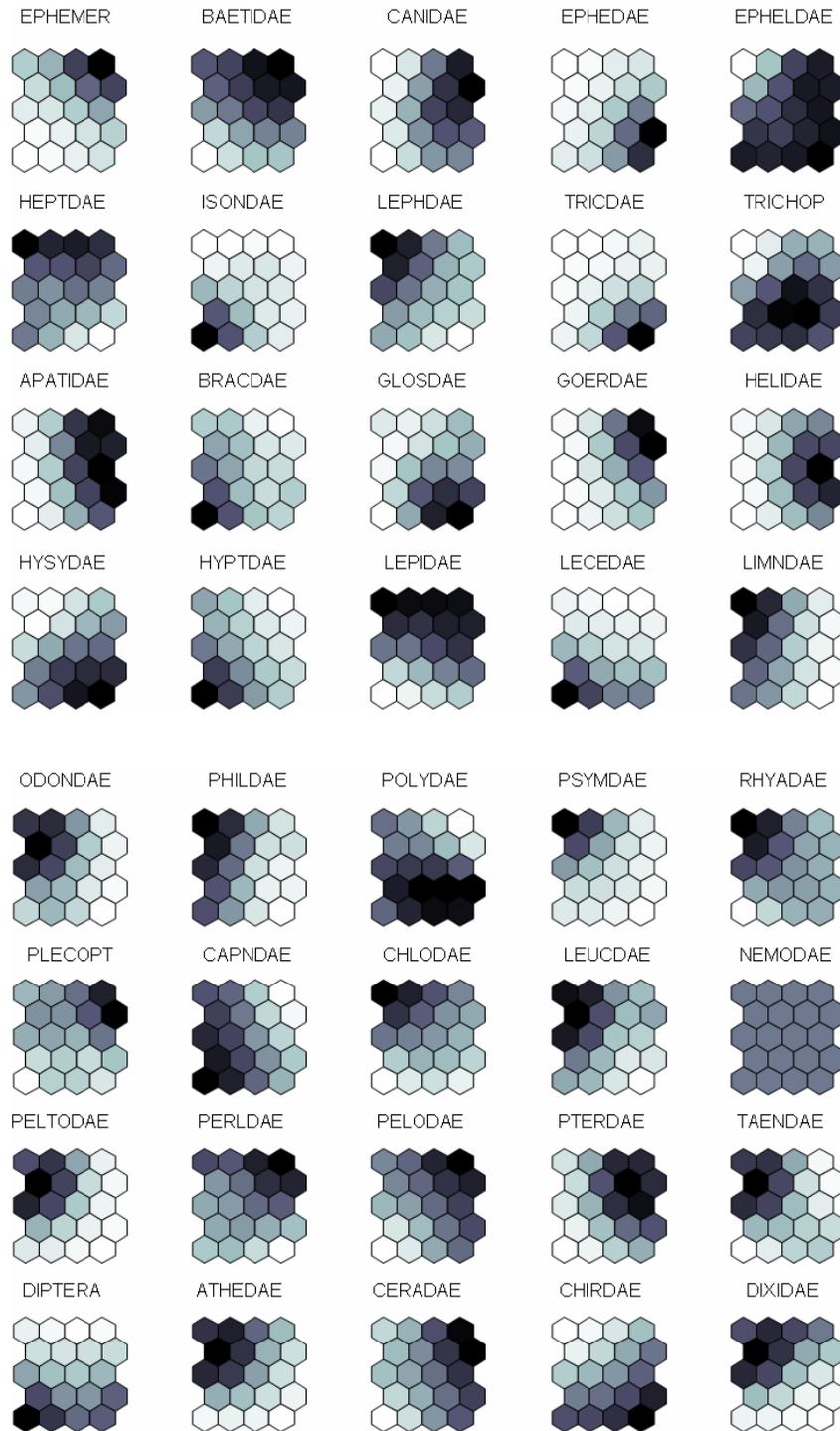
ANNEXE E. CARTES DE DISTRIBUTION DES FAMILLES DES SIX BIOTYPES DE MACRO-INVERTÉBRÉS FORMÉES À PARTIR DE LA CARTE AUTO-ORGANISATRICE DE KOHONEN
(SUITE)



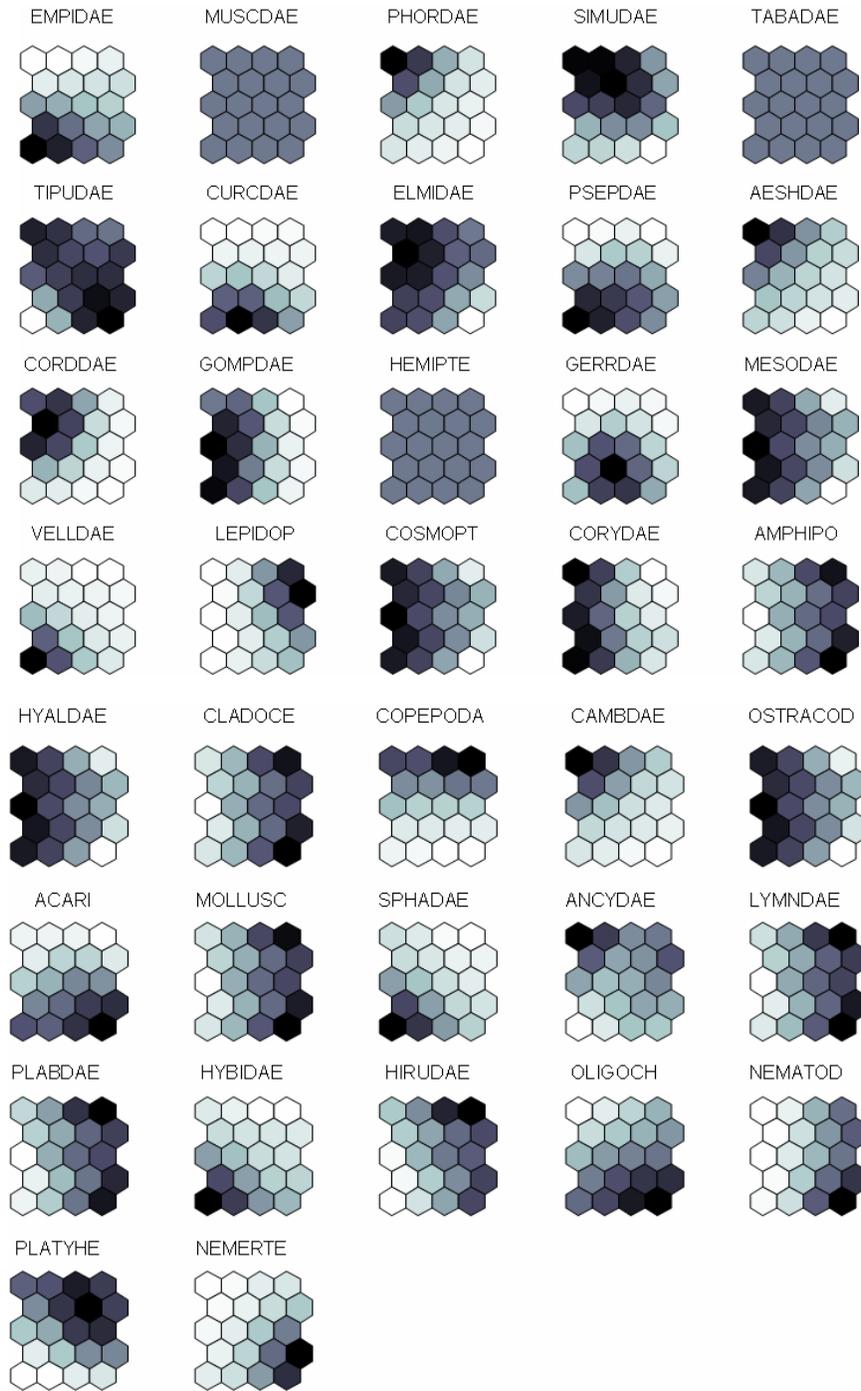
ANNEXE F. FAMILLES INDICATRICES DES DIFFÉRENTS NIVEAUX DE
DIFFÉRENCIATION DES SIX BIOTYPES DE MACRO-INVERTÉBRÉS FORMÉES À PARTIR
DE LA CARTE AUTO-ORGANISATRICE DE KOHONEN.

	Code de taxon	Biotypes	Valeur indicatrice	<i>p</i>
Niveau 1	LEPHDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	92.8	0.001
	EPHELDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	91.1	0.001
	OLIGOCH	altérées (4 à 6)	88.6	0.001
	PHILDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	87.5	0.001
	PERLDAE	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
	HEPTDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	76.8	0.001
	CHIRDAE	altérées (4 à 6)	74.4	0.001
	CAPNDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	73.2	0.001
	CHLODAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	72.7	0.001
	PELODAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	69.6	0.001
	HYSYDAE	altérées (4 à 6)	69.4	0.001
	RHYADAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	66	0.002
	CANIDAE	altérées (4 à 6)	62.1	0.001
	LEUCDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	59.1	0.001
	PSYMDAE	altérées (4 à 6)	58.7	0.001
	LEPIDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	56.3	0.001
	ATHEDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	52.1	0.011
GLOSDAE	peu ou pas altérées (1 à 3)	50.3	0.002	
Niveau 2 (altéré)	HELIDAE	altérées avec COD élevé (6)	100	0.001
	BRACDAE	altérées avec COD élevé (6)	100	0.001
	OLIGOCH	altérées (4 et 5)	81.3	0.010
	HEPTDAE	altérées avec COD élevé (6)	80.7	0.019
	LECEDAE	altérées avec COD élevé (6)	72.9	0.009
	HYPTDAE	altérées avec COD élevé (6)	70.3	0.031
	TAENDAE	altérées avec COD élevé (6)	70.1	0.031
	GOMPDAE	altérées avec COD élevé (6)	69.7	0.011
	PERLDAE	altérées avec COD élevé (6)	67.3	0.020
	ANCYDAE	altérées avec COD élevé (6)	61.4	0.044
	GLOSDAE	altérées avec COD élevé (6)	50	0.046
	CORYDAE	altérées avec COD élevé (6)	50	0.041
Niveau 3 (altéré)	PSYMDAE	altérées (5)	94.3	0.011
	ELMIDAE	altérées (5)	79.5	0.002
	RHYADAE	altérées (5)	75	0.013
	LEPHDAE	altérées (5)	70.5	0.015
	CHIRDAE	très altérées (4)	63.7	0.011

ANNEXE G. CARTES DE DISTRIBUTION DES FAMILLES DES QUATRE BIOTYPES DE
MACRO-INVERTÉBRÉS PEU OU PAS ALTÉRÉS FORMÉES À PARTIR DE LA CARTE AUTO-
ORGANISATRICE DE KOHONEN



ANNEXE G. CARTES DE DISTRIBUTION DES FAMILLES DES QUATRE BIOTYPES DE
MACRO-INVERTÉBRÉS PEU OU PAS ALTÉRÉS FORMÉES À PARTIR DE LA CARTE AUTO-
ORGANISATRICE DE KOHONEN (SUITE)



ANNEXE H. FAMILLES INDICATRICES DES DIFFÉRENTS NIVEAUX DE
DIFFÉRENCIATION DES QUATRE BIOTYPES PEU OU PAS ALTÉRÉS DE MACRO-
INVERTÉBRÉS FORMÉS À PARTIR DE LA CARTE AUTO-ORGANISATRICE DE KOHONEN

	Taxons	Biotypes	Valeur indicatrice	<i>p</i>
Niveau 1	SPHADAЕ	Référence avec COD élevé (REF1)	98.3	0.001
	EMPIDAE	Référence avec COD élevé (REF1)	90.5	0.001
	PELODAE	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
	ISONDAE	Référence avec COD élevé (REF1)	70.5	0.01
	HYPTDAE	Référence avec COD élevé (REF1)	67.2	0.032
	PSEPDAE	Référence avec COD élevé (REF1)	50.4	0.049
	LECEDAE	Référence avec COD élevé (REF1)	47.4	0.02
Niveau 2	LIMNDAE	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé	96.4	0.002
	LEPHDAE	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé	83.5	0.004
	PHILDAE	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé	76.1	0.031
	EPHELDAE	Peu ou pas altérées (REF 3 et 4)	71.8	0.01
	CHLODAE	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé	71.5	0.019
	RHYADAE	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé	71.3	0.024
	HYSYDAE	Peu ou pas altérées (REF 3 et 4)	69.6	0.025
Niveau 3	BAETIDAE	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé	88.1	0.004
	GLOSDAE	Légèrement altérées (REF4)	85.5	0.016
	OLIGOCH	Légèrement altérées (REF4)	84	0.008
	EMPIDAE	Légèrement altérées (REF4)	80	0.011
	HYPTDAE	Légèrement altérées (REF4)	75	0.011
	HEPTDAE	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé	74.5	0.011
	HYSYDAE	Légèrement altérées (REF4)	69.4	0.013
	PERLDAE	Référence cours d'eau d'ordre 3 et 4 (REF3) dont le substrat est plus ensablé	69.1	0.018

ANNEXE I. COMPARAISON DU NIVEAU D'ALTÉRATION DES SITES DÉTERMINÉS *A PRIORI* ET *A POSTERIORI*

RIVIÈRES	ID	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	ETSA0104	Référence	Référence cours d'eau d'ordre 2 (REF2) dont le substrat est peu ensablé

(ETCHEMIN) 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)
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
