

MASTER 2 PRO "Dynamique des Ecosystèmes Aquatiques"

<http://master-dynea.univ-pau.fr/>

UFR Sciences & Techniques Côte Basque

Allée du Parc Montaury F-64600 Anglet



Photos : N. Dedieu

Étude de la biodiversité en macroinvertébrés des étangs urbains de l'île de Montréal

DEDIEU, Nicolas

Stage effectué du 01/03/2011 au 06/07/2011 au

GRIL, Département sciences biologiques de l'Université de Montréal

Sous la direction scientifique de Mme Pinel-Alloul Bernadette



Sommaire

1.	Remerciements	3
2.	Introduction	4
3.	Matériel et Méthodes.....	5
3.1.	<i>Campagne d'échantillonnage</i>	5
3.2.	<i>Analyse de la composition faunistique des étangs urbains</i>	6
3.3.	<i>Mesures de la biodiversité des étangs urbains</i>	7
3.4.	<i>L'analyse de l'effet de l'environnement sur les communautés benthiques</i>	9
4.	Résultats	10
4.1.	<i>Composition faunistique des étangs urbains de l'Ile de Montréal</i>	10
4.2.	<i>Diversité faunistique des étangs urbains</i>	11
4.4.	<i>Diversité fonctionnelle</i>	12
4.5.	<i>L'analyse canonique de redondance</i>	13
5.	Discussion	13
5.1.	<i>Biodiversité des étangs urbains de l'Ile de Montréal</i>	13
5.2.	<i>Relation taxons-environnement</i>	14
5.3.	<i>Utilités et conservation des étangs urbains</i>	15
6.	Conclusions	16
7.	Bibliographie.....	17
8.	Annexes.....	19

1. Remerciements

Je tiens à remercier Mme Pinel-Alloul pour m'avoir permis de travailler sur ce projet qui m'a beaucoup passionné par son contenu et sa grande originalité.

Je remercie Mme Louise Cloutier pour son aide et son partage de connaissance du benthos qui me seront, sans aucun doute, très utiles pour mon avenir.

Je ne remercierais aussi jamais assez Amine pour son soutien en Statistique et sa bonne humeur qui m'a accompagnée et encouragée tout au long de cette aventure. Un grand High Five aux deux belges Adrien et Leo mais aussi à Ginette pour leurs compétences et leurs humours qui ont rendu le travail de terrain agréable et efficace.

Merci à la ville de Montréal pour nous avoir facilité l'accès aux différents étangs permettant ainsi l'avancement de ce projet.

Merci à l'Université de Montréal, pour son partage de connaissances et aussi au cours d'été de la biodiversité grâce auxquels j'ai acquis des connaissances très enrichissantes.

Merci à la station biologique des Laurentides, pour son accueil et son cadre exceptionnel qui m'ont montré l'efficacité et l'importance de la protection d'un habitat faunique.

Merci à mes parents Hélène et Claude, ma grande mère Mouty ainsi que toute ma famille, pour leurs soutiens et leurs encouragements, sans qui cette aventure Canadienne n'aurait jamais pu être possible. Merci aussi à tous mes amis français pour leurs soutiens et particulièrement à Tranita pour sa présence ainsi que Joy, la boîteuse pour son agréable compagnie.

Je remercie aussi tout particulièrement mes colocataires, Matt, Trejő, Lise et toute la clique Mexicaine pour m'avoir permis de bien m'installer et me sentir à l'aise pour entreprendre au mieux ce projet. Merci aussi à Alice qui a donnée à mon début de séjour une allure toute particulière.

Merci à la province de Québec et à ses rencontres, pour avoir rendu mon cadre de travail exceptionnel et plaisant.

Enfin, je remercie l'Université de Pau et l'équipe d'enseignement du master DYNEA pour m'avoir permis de faire ce projet.

2. Introduction

Depuis le XXe siècle, la moitié de la population mondiale est devenue urbaine (en 1900, 85% de la population humaine était rurale). Cependant, cette évolution est néfaste pour le maintien de la biodiversité qui nécessite de grandes surfaces non altérées par l'homme (Redford and Richter 1999). Cependant, il a été démontré que la zone urbaine possède également une diversité biologique qui se développe dans un continuum jusqu'en ville par des circulations naturelles (air, cours d'eau...) ou façonnées par l'homme (canal, parcs, jardins...) (Lizet, Wolf et al. 1997). Néanmoins, certains phénomènes tels que la fragmentation, l'isolement ou les processus d'invasion et d'extinction, influencent la structure et la dynamique des populations de plantes et d'animaux. Pour cette raison, la biodiversité doit être appréhendée dans son ensemble avec la logique systémique qu'une modification intervenant ici produit nécessairement des effets ailleurs. C'est pour cela que des portions peu anthropisées peuvent s'avérer être d'efficaces refuges pour la faune urbaine. Cette prise de conscience récente du rôle des milieux urbains dans la préservation et la mise en valeur de la biodiversité amène à s'interroger sur les outils de planification urbaine nécessaire.

Grand territoire humide de 500 km², l'île de Montréal ne compte plus que peu de cours d'eau et de milieux humides à cause de la pression d'urbanisation. Les espaces ruraux occupent 82,3 % du territoire. Le restant, soit 17,7 % du territoire de Montréal, est occupé par des espaces non bâtis dont 11 % par des parcs régionaux et urbains. Les parcs urbains sont appréciés pour leurs utilités récréative et paysagère mais leurs importances sur le point écologique sont encore peu connues. Actuellement, le Suivi RESEAU des milieux humides (<http://ville.montreal.qc.ca>) réalisé par la ville de Montréal ne se limite qu'à l'analyse de la qualité chimique des eaux. Cependant, une manière plus complète d'évaluer la qualité d'un milieu est de prendre en compte sa composante biologique. Dans le cas des milieux humides, les macroinvertébrés sont des bons intégrateurs de leurs états. En effet ces organismes sont très utilisés pour le suivi de la qualité des cours d'eau et des lacs car ce sont de bons indicateurs de la qualité des écosystèmes aquatiques (Touzin 2008). Ces organismes dont la taille est supérieure à 3-5mm au dernier stade de leur développement vivent à la surface et dans les premiers centimètres de la couche de sédiments. Certains macroinvertébrés sont de véritables indicateurs des variations du milieu et sont utilisés comme révélateurs des perturbations subies par le milieu (Warwick and Clarke 1993). Ces organismes présentent en effet des caractéristiques intéressantes pour la conception d'outils (Archambault 2003) qui sont: une large répartition géographique, une diversité biologique élevée, une sédentarité au sein de leur habitat, leur valeur intégratrice des variations des conditions du milieu et leur sensibilité aux perturbations. Leur étude est donc complémentaire au programme de surveillance de la qualité physico-chimique de l'eau fait par la ville de Montréal.

Le travail présenté ici est le résultat d'une démarche scientifique conduite pour répondre aux besoins du Conseil régional de l'environnement de Montréal suite au sommet sur la biodiversité et le verdissement en avril 2010. Les objectifs qui ont émergé de cette conférence étaient de protéger la biodiversité et d'initier des actions visant à favoriser leur accroissement dans les parcs et les espaces verts. Ce travail se propose donc de faire une étude préliminaire des étangs urbains. Plus précisément, il s'agit de (1) caractériser la composition faunistique des étangs urbains et (2) établir les patrons générateurs de leur biodiversité.

3. Matériel et Méthodes

3.1. Campagne d'échantillonnage

3.1.1 Sites d'étude

Dix-huit étangs répartis sur l'île de Montréal ont été échantillonnés durant l'été 2010. Leurs répartitions (Figure 1), leurs tailles et leurs origines (naturelle, artificielle) ont permis d'avoir un large spectre d'environnements représentant différents types d'étangs urbains (Annexe 1).

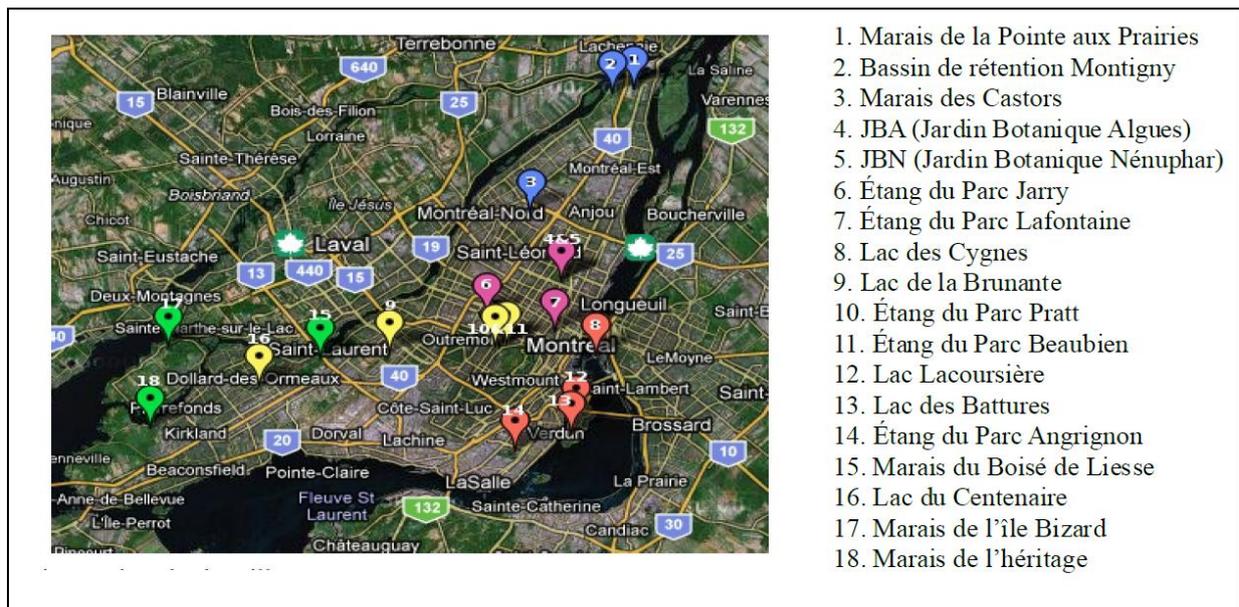


Figure 1 : Localisation des 18 étangs urbains dans l'île de Montréal

3.1.2. Variables environnementales et morphologiques des étangs urbains

Les variables (Tableau 1) ont été mesurées le jour de l'échantillonnage du benthos. Les concentrations en chlorophylle et en algues bleues (en $\mu\text{m} / \text{L}$) ont été mesurées grâce à un fluoroprobe. La profondeur de chaque étang (en mètre) a été mesurée à l'aide d'une corde plombée et graduée au niveau des 3 sites d'échantillonnages. La surface (en hectare) a été évaluée à partir de photographies aériennes. Les variables qualitatives (Présence de poisson et d'écrevisse, substrat, vidange, origine) ont été obtenues par des observations sur le terrain et une discussion avec les gestionnaires des parcs.

Tableau 1 : Variables environnementales et morphologiques des étangs urbains de Montréal

Plan	Bluegreen ($\mu\text{m.L-1}$)	Chlorophylle Totale ($\mu\text{m.L-1}$)	Profondeur moyenne (m)	Perimetre (ha)	Origine	Substrat	Vidange	Poissons	Ecrevisse
Pratt	0,01	3,04	0,37	0,12	Artificielle	Beton	Oui	Non	Non
Beaubien	0,92	2,84	1,00	0,14	Artificielle	Bache	Oui	Non	Non
Centenaire	0,00	24,31	2,27	2,7	Artificielle	Normal	Non	Oui	Non
Brunante	0,68	8,45	2,83	1,1	Artificielle	Vase	Non	Oui	Non
Bizard	5,98	22,87	0,77	3,2	Naturelle	Normal	Non	Oui	Non
Liesse	0,96	4,87	0,50	0,020	Artificielle	Normal	Oui	Oui	Non
Heritage	0,19	2,82	2,70	0,16	Artificielle	Normal	Non	Oui	Non
Lacoursiere	0,70	5,68	1,53	0,4	Artificielle	Normal	Non	Oui	Oui
Battures	1,32	18,04	3,27	1,1	Artificielle	Vase	Non	Oui	Non
Angrignon	0,11	5,95	2,00	2,4	Artificielle	Normal	Oui	Oui	Oui
Cygnes	0,14	1,10	11,00	0,5	Artificielle	Normal	Oui	Non	Non
Jarry	0,27	1,79	0,77	0,6	Artificielle	Bache	Non	Oui	Non
Lafontaine	0,60	2,16	1,40	1,5	Artificielle	Vase	Oui	Oui	Oui
JBNéuphars	0,37	8,41	1,00	0,3	Artificielle	Normal	Non	Oui	Non
JBAlgues	0,04	4,05	1,03	0,3	Artificielle	Normal	Non	Oui	Non
RMontigny	4,09	63,93	1,98	64,2	Artificielle	Normal	Non	Oui	Oui
Prairies	9,28	36,78	0,30	2,9	Naturelle	Vase	Non	Oui	Non
Castors	0,65	19,32	1,37	0,3	Naturelle	Normal	Non	Oui	Non

3.1.3. Échantillonnage et identification faunistique

L'échantillonnage s'est déroulé en juillet 2010. Trois réplicats, choisis aléatoirement, ont été récoltés dans la zone littorale de chaque étang. Cette stratégie est en accord avec la règle de biogéographie (Darlington 1957) qui stipule que le nombre de prélèvements effectué est proportionnel à la surface du plan d'eau et double avec le décuplement de la surface. Pour des étangs de petite superficie (<64 ha), 3 prélèvements semblent être suffisant pour évaluer la composition faunistique. Les échantillons ont été récoltés à l'aide d'un filet troubleau (de maille de 500 µm), à environ 1,5 m de profondeur et sur une distance de 2 m (Oertli, Auderset Joye et al. 2005). Cette méthode assure une représentativité exhaustive de la diversité en macroinvertébrés. Les échantillons ont été conservés dans de l'alcool glycérolé à 100% et colorés au rose Bengal afin de faciliter le tri en laboratoire.

Chaque échantillon était rincé à l'eau puis tamisé à l'aide d'une colonne de tamis avec trois tailles de mailles différentes (250 µm, 500 µm et 1 mm). Le tri et l'identification du benthos ont été fait sous un loupe binoculaire (grossissement 64X, 160X, 400X). L'identification a été réalisée en suivant le niveau 1 du Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec (Moisan and Pelletier 2008) ce qui correspond à une identification à la famille. Les taxons ont ensuite été validés par un expert en benthos aquatique (Mme Louise Cloutier, responsable de la collection entomologique Ouellet-Robert de l'Université de Montréal).

3.2. Analyse de la composition faunistique des étangs urbains

3.2.1. Richesse et abondance du macrobenthos récolté dans les différents étangs

Premièrement, un inventaire de la composition faunistique du macrobenthos des 18 sites a été réalisé afin de déterminer les taxons spécifiques aux différents sites. La richesse spécifique (S) correspondant au nombre de taxons ainsi que l'indice ET/CO (Éphémères Trichoptères/ Chironomes Oligochètes) ont été calculées au niveau de chaque étang. En effet, cet indice (ET/CO) est plus adapté aux milieux lenticques que l'indice EPT (Éphémères Plécoptères Trichoptères) utilisé en milieux lotiques car les Plécoptères étant inféodés aux eaux courantes, leurs absences ne peuvent être considérées comme un signe de mauvaise qualité. L'indice ET/CO est un bon indicateur de qualité car les Éphémères et les Trichoptères sont considérés comme sensibles alors que les Chironomes et les Oligochètes sont plus tolérants aux perturbations et leur abondance peut donc traduire une pollution du milieu (Lafont 1989; Tachet 2000; Verneaux, Verneaux et al. 2004). Même si la plupart des outils de bioindication se base sur la richesse et non sur l'abondance, cette dernière peut être une bonne information. Couplé à la richesse en taxons, la répartition des différents groupes donne une meilleur idée de la structure des peuplements et peut renseigner sur une éventuelle réponse des organismes à une pollution anthropique (Pearson and Rosenberg 1978).

3.2.2. Analyses de groupement par similarité

Les données de comptage ont été préalablement transformées suivant la formule de Hellinger (disponible via le package *Vegan* de R) afin de faire ressortir les tendances globales (composition proportionnelle), ce qui est plus adapté pour l'analyse de communautés. En effet, la distance de Hellinger permet de mesurer les similitudes quantitatives entre deux peuplements et permet donc une comparaison deux à deux de la structure des peuplements. La matrice d'association obtenue a ensuite été interprétée par une méthode de groupement. Le groupement choisi est celui à lien complet car il permet de faire ressortir les groupes les plus compacts que possible. Ce type de groupement est très utile en écologie pour mettre en évidence les sites aux communautés semblables (Everitt and Hothorn 2009).

Un groupement par *K-mean partitioning* a aussi été utilisé. C'est une méthode très efficace pour l'analyse des communautés (Everitt and Hothorn 2009). Le principe de ce groupement est qu'il divise le jeu de données aléatoirement en K groupes et détermine leurs écarts à la moyenne itérativement. Une statistique *Simple Structure Index* (SSI) a été utilisée afin de déterminer le nombre de groupes optimal du jeu de données.

3.2.3. Analyse en correspondance principale (ACP)

Cette méthode permet d'observer sur des axes principaux les grandes tendances de variation d'un jeu de données. Graphiquement, l'ACP représente les objets sous forme de points sur un diagramme de dispersion et les descripteurs sous forme de vecteurs. En fonction d'un cadrage, l'ACP peut privilégier soit la représentation des objets : sites (cadrage 1) soit la représentation des descripteurs : taxons (cadrage 2). Par défaut, c'est la distance euclidienne qui est utilisée pour comparer les objets mais cette dernière est très mal adaptée pour l'analyse de tableaux d'abondances d'espèces. Legendre et Gallagher (2001) ont montré que l'on peut transformer les abondances d'espèces brutes de manière à ce que les données transformées puissent être mieux interprétées en ACP (distance de corde, distance de Hellinger...). C'est pour cette raison que la pré-transformation de Hellinger a été utilisée.

3.3. Mesures de la biodiversité des étangs urbains

3.3.1. Indices de diversité

Les indices de diversité ont été calculés pour chaque étang. La diversité taxonomique a été établie avec l'indice de Shannon-Wiener (H') qui prend en compte à la fois le nombre de taxons présents et le nombre d'individus retrouvés pour chaque taxon. Il mesure l'abondance et la régularité de la distribution au sein de chaque échantillon.

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \log p_i$$

p_i : proportion du i^{e} taxon sur le nombre total d'organismes (avec $p_i = n_i / N$; $N =$ effectif total),

Afin de mieux interpréter les résultats de l'indice de Shannon, l'indice d'équitabilité de Pielou est préconisé par Grall and Coïc (2005). Cet indice mesure l'équilibre du peuplement. Borné de 0 à 1, il est maximal lorsque les taxons du peuplement ont des abondances identiques et inversement lorsque la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur un seul taxon.

$$E = H' / H'_{\max}$$

H' est la valeur de l'indice de Shannon observé sur le peuplement échantillonné et H'_{\max} la valeur maximale que cet indice peut présenter sur ce même peuplement.

L'indice de Simpson a aussi été calculé car il apporte une information complémentaire. Contrairement, à l'indice de Shannon, ce dernier prend en compte uniquement les abondances relatives et néglige les espèces rares.

$$D = \sum p_i^2$$

p_i est la proportion d'individus dans l'espèce i . Lorsque D augmente, la diversité diminue.

Les valeurs de Simpson obtenues via le package Vegan de R, correspondent à $1 - D$.

3.3.2. Indice d'Hilsehoff

Il s'agit d'un indice basé sur la composition taxonomique pondérée par la tolérance relative de chaque taxon:

$$\sum x_i t_i / n$$

X_i est le nombre d'individu du i^{e} taxon, t_i la tolérance du i^{e} taxon et n le nombre d'individus composant l'échantillon.

L'obtention d'un indice élevé pour un échantillon révèle un stress dans l'environnement. L'échelle d'interprétation des indices (Hilsenhoff 1988) est à la base utilisée pour les milieux lotiques. En effet, les taxons possédant les meilleures côtes (0 à 2) correspondent aux Plécoptères. Or ce taxon étant absent dans les milieux concernés, une modification arbitraire du barème a été faite afin de mieux interpréter les résultats (Tableau 2).

Tableau 2 : Echelle d'interprétation des indices de Hilsenhoff réajustée pour les étangs urbains

Qualité milieu	Hilsenhoff
Très bonne	<4
Bonne	4 - 5
Moyenne	5 - 6
Plutôt mauvaise	6 - 7
Mauvaise	7 - 8
Très mauvaise	8 - 10

Tous ces indices ont été accompagnés de tests de comparaison de moyenne afin d'observer si les valeurs moyennes varient en fonction des étangs. Dans notre cas, les résidus étaient normalement distribués (*Test de Shapiro*) et les variances des résidus étaient homogènes (*Test de Bartlett*) ; des tests paramétriques d'ANOVA ont donc été utilisés.

3.3.3. Analyse de la diversité fonctionnelle

L'approche de l'analyse par traits fonctionnels est intéressante car elle permet de mieux connaître le fonctionnement des communautés. Les traits correspondent généralement à des réponses (morphologiques, physiologiques) des organismes à un stress environnemental. En effet, il a été démontré que le bon fonctionnement d'un écosystème dépend de sa biodiversité et des caractéristiques fonctionnelles des organismes qui le composent mais aussi de leurs abondances (Hooper, Chapin Iii et al. 2005). Il faut cependant prendre garde au niveau taxonomique utilisé (dans notre cas la famille) car cette approche ne tient pas souvent compte de la variabilité au sein d'un niveau d'identification élevé. Les résultats ont été donc interprétés avec réserve. Afin de mesurer cette diversité fonctionnelle, Villeger et al. (2008) ont proposé trois indices qui sont les composantes de la diversité fonctionnelle. Ils correspondent à la *richesse fonctionnelle* (volume de l'espace fonctionnel occupé par la communauté), *l'équitabilité fonctionnelle* (régularité de la distribution des abondances dans ce volume) et la *divergence fonctionnelle* (différence de la distribution des abondances dans ce volume). Ces trois indices ont été calculés pour chaque étang à travers le package *FD* de R.

3.3.4. Définition des traits fonctionnels

Afin d'établir la structure fonctionnelle de la communauté benthique des étangs de Montréal, une sélection de traits biologiques et écologiques adaptables aux organismes retrouvés dans des petits étangs a été faite. Les traits sélectionnés sont : la guildes trophique, le voltinisme, le type de respiration, la distribution verticale, la tolérance à la matière organique et le comportement. Ces traits ont été codés (Tableau 3) par des catégories préconisées par divers chercheurs (Hilsenhoff 1987; Doledec and Statzner 1994; Archambault 2003; Poff, Olden et al. 2006). La base de traits (Annexe 2) a pu être complétée grâce à la banque de donnée faite par le *United State Geological Survey* (Vieira, University et al. 2006) qui référence l'ensemble des traits des macroinvertébrés d'Amérique du Nord.

Tableau 3 : Types de traits et codages sélectionnés

Distribution verticale	Codage	Comportement	Codage
Surface-pélagique	<i>Dist1</i>	Fouisseur	<i>Hab1</i>
Macrophyte-algue	<i>Dist2</i>	Grimpeur	<i>Hab2</i>
Benthique peu profond	<i>Dist3</i>	Contorsionne	<i>Hab3</i>
Benthique profond	<i>Dist4</i>	S'accroche	<i>Hab4</i>
		Nageur	<i>Hab5</i>
Gilde trophique	Codage	Rampeur	<i>Hab6</i>
collecteur - récolteur	<i>Trop1</i>		
collecteur - filtreur	<i>Trop2</i>	Respiration	Codage
Herbivore (brouteur, perceur, gratteur)	<i>Trop3</i>	Tégument - Cutanée	<i>Resp1</i>
Predateur (perceur, engloutisseur)	<i>Trop4</i>	Branchies (abdominale, trachéal, pléopodes)	<i>Resp2</i>
Dechiqueteur	<i>Trop5</i>	Stockage d'oxygène, Respiration aérienne, Plastron (aerien)	<i>Resp3</i>
Parasite	<i>Trop6</i>	Poumon avec ou sans pseudobranchie	<i>Resp4</i>
Nécrophage ou omnivore	<i>Trop7</i>	Présence Hémoglobines	<i>Resp5</i>
Tolérance MO	Codage	Voltinisme	Codage
Intolérant	<i>Org1</i>	Semivoltin (<1 génè /an)	<i>Volt1</i>
Tolérance moyenne	<i>Org2</i>	Univoltin (1 génè /an)	<i>Volt2</i>
Très tolérant	<i>Org3</i>	Bivoltin (>1 génè /an)	<i>Volt3</i>

3.4. L'analyse de l'effet de l'environnement sur les communautés benthiques

L'analyse canonique de redondance (ACR) est la version canonique de l'analyse en composantes principales. L'ACR met explicitement en relation deux matrices : une matrice à expliquer (matrice d'abondance transformée) et une matrice de variables explicatives (matrice environnementale). Cette méthode trouve la combinaison de variables environnementales qui explique le mieux la variation de la matrice d'abondance. Graphiquement, le résultat d'une ACR s'exprime sous la forme d'un triplot. En ACR, objets et variables dépendantes sont représentés comme en analyse en composantes principales : la distance entre les objets reflète leur ressemblance. Le coefficient de détermination R^2 représente la proportion de la variation du tableau réponse qui est expliquée par le tableau explicatif. Un test par permutation a été fait pour vérifier la significativité du R^2 .

4. Résultats

4.1. Composition faunistique des étangs urbains de l'Île de Montréal

Le nombre total de taxon des 18 étangs urbains s'élève à 53 avec un total de 28540 individus. La richesse spécifique par site d'échantillonnage varie de 3 à 31 (Annexe 3) relevant donc une biodiversité intra- et inter- site. Les étangs de Castors, Prairies, Battures, Angrignon, JBN, JBA et Jarry possèdent les plus grandes richesses spécifiques. Le pourcentage ET/CO (Annexe 3) varie aussi entre les différents étangs. Les étangs de Jarry et Angrignon possèdent les plus grands pourcentages ET/CO Les sites de Jarry 1, JBN 1, Angrignon 3 et Prairies 1 présentent d'énormes pourcentages (>100%).

Le groupement (Figure 2) montre que plusieurs groupes d'étangs ont des compositions faunistiques similaires. 5 groupes ont pu être mis en évidence (Carrés de couleurs).

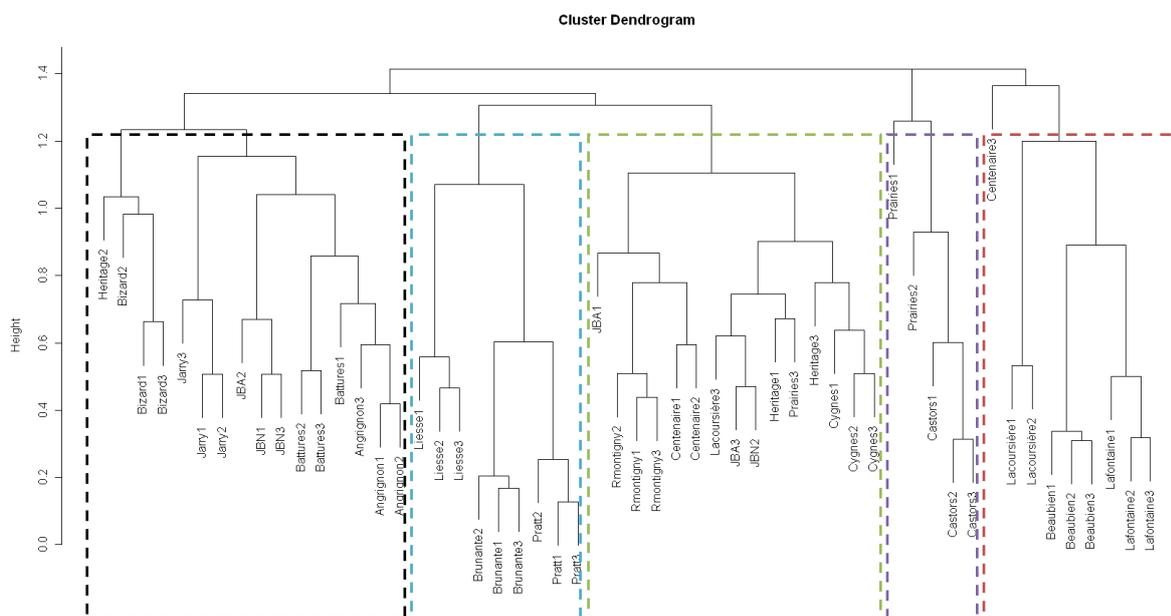


Figure 2 : Groupement à lien complet sur la matrice d'abondance des taxons transformée préalablement en distance de Hellinger

L'analyse en composante principale (Annexe 4), montre que ces groupes se distinguent par leur composition en taxons particulière :

- Les étangs Lafontaine, Lacoursière et Beaubien (carré orange) possèdent de grandes abondances en gastéropodes (Lymneidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae..).
- Les étangs Pratt et le lac de la Brunante (carré bleu) sont caractérisés par une forte proportion de Chironomidae et de Baetidae. L'étang de Liesse est un peu particulier car il est le seul à posséder des Chaoboridae.
- Les étangs de Montigny, Centenaire, Cygnes, JBA et Héritage (carré vert) ont une grande abondance en oligochètes et diffèrent entre eux selon leur abondance en Chironomidae et autres taxons (Cératopogonidae, Coenagrionidae).
- Les étangs Castors et Prairies (carré violet) sont caractérisés par une plus grande abondance en Hémiptères (Corixidae, Pleidae,) et en Dytiscidae.
- Les étangs de JBN, Jarry, Battures, Angrignon et Bizard (carré noir) sont caractérisés par une abondance plus importante en Ceratopogonidae, Coenagrionidae, Caenidae et Notonectidae.

La plupart des étangs n'ont pas montré de variabilité intra-site (13/18). Une variabilité a été observée pour 5 échantillons qui se démarquaient des autres et se retrouvaient groupés avec ceux d'autres sites (c'est le cas d'Héritage 2, JBA2, JBN2, Prairies 3, Centenaire 3).

L'analyse du groupement en *K-mean partitioning* (Annexe 5) par la statistique SSI suggère que le nombre de groupes optimal est de 8 (critère de SSI : 0,08). Cependant, en faisant varier les différents nombres de groupes et en le couplant à l'ACP (Annexe 4 : points de couleur), 4 groupes se distinguent nettement (avec un score voisin de SSI : 0,055). Les 4 groupes suggérés par le critère SSI correspondent aux groupes discriminés ci-dessus par l'analyse de groupement à l'exception des sites de Castors et Prairies qui se retrouvent regroupés avec les sites Battures, Angrignon, JBN et Bizard.

4.2. Diversité faunistique des étangs urbains

Les indices moyens de Shannon (Figure 3) des étangs varient de 0,44 à 2,33 et sont significativement différents ($p= 1.690e-09$). La diversité moyenne des étangs est relativement proche et les abondances moyennes de chaque taxon sont aussi assez similaires (Indice de Pielou). Il est cependant possible de discriminer (Figure 3a) les sites les moins diversifiés : Pratt, Brunante, Rmontigny, Centenaire, Beaubien, Lacoursière et Lafontaine ($H' < 1,61$) des sites les plus diversifiés : Angrignon, Cygnes, Battures, Liesse, Héritage et Jarry ($H' > 1,99$). De plus, seuls Pratt, Brunante et Rmontigny possèdent des indices de Pielou faibles ($P < 0,59$) ce qui traduit qu'un taxon est plus abondant que les autres dans ces sites.

Les résultats de l'indice de Simpson sont similaires à ceux de Shannon (Figure 3b). En effet, les sites de Pratt, Brunante, Lacoursière, Rmontigny et Centenaire possèdent les valeurs moyennes les plus basses ($H_{simp} < 0,65$) traduisant ainsi que leurs communautés sont moins hétérogènes que celles des autres étangs.

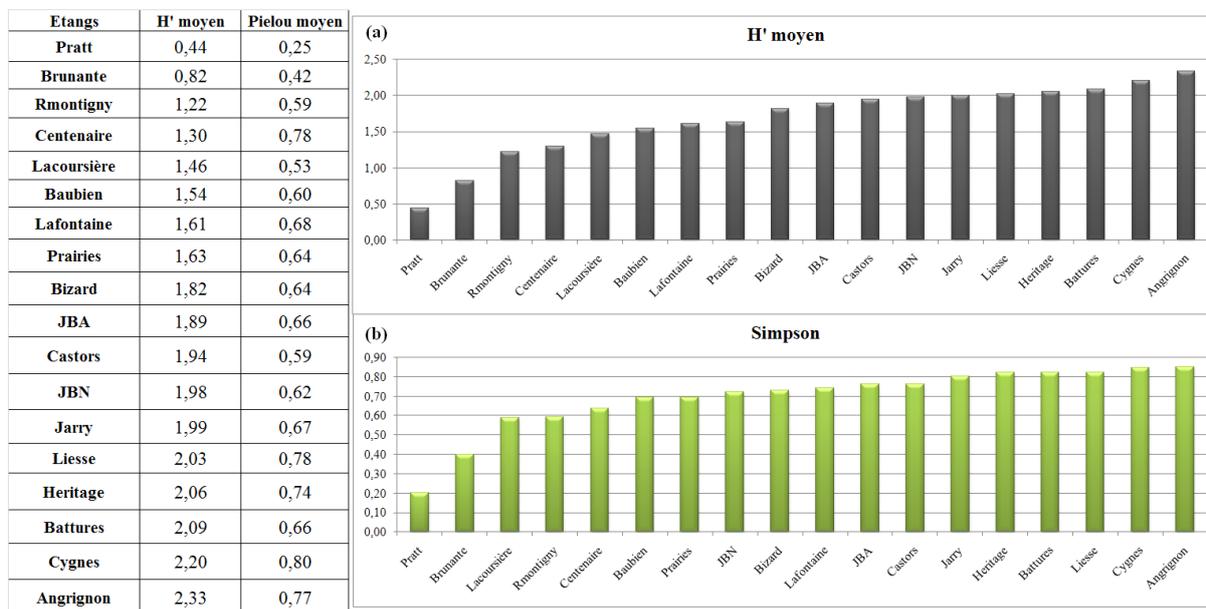


Figure 3 : A gauche : Tableau récapitulatif des indices moyens de Shannon et de Pielou. A droite : (a) Histogramme des valeurs moyennes de Shannon des 18 étangs classé par ordre croissant, (b) Histogramme des valeurs moyennes de Simpson des 18 étangs classé par ordre croissant.

4.3. Qualité des étangs selon l'indice Hilsenhoff

Les notes moyennes d'Hilsenhoff varient de 5,79 à 7,85 (Tableau 4) et sont significativement différentes entre les étangs ($p = 1,71e-04$). Les étangs de Castors, Prairies et Jardin Botanique Nénuphars sont les sites possédant les meilleures notes traduisant une qualité moyenne du milieu (Vert). Les autres sites ont des qualités allant de plutôt mauvaises (Jaune) à mauvaises (Orange).

Tableau 4 : Notes moyennes d'Hilsenhoff des 18 étangs organisées en fonction de leurs classes de qualité

Etang	Castors	Prairies	JBN	Jarry	Liesse	Baubien	Bizard	JBA	Cygnés
Note Hilsenhoff	5,79	5,99	5,99	6,13	6,36	6,38	6,47	6,70	6,74
Classe Qualité									
Etang	Battures	Angrignon	Heritage	Lafontaine	Centenaire	Lacoursière	Rmontigny	Pratt	Brunante
Note Hissenlof	6,83	6,99	7,06	7,14	7,29	7,48	7,67	7,68	7,85
Classe Qualité									

4.4. Diversité fonctionnelle

Castors, JBN, Battures, Angrignon, Jarry, Bizard, JBA sont les étangs qui possèdent les plus grandes richesses fonctionnelles (FRic>15) (Figure 4a). Les étangs de Centenaire, Prairies, JBN, Cygnés, JBA, Bizard, Angrignon, Heritage et Lacousière ont les plus grandes valeurs d'équité fonctionnelle (Fev >0,5) ((Figure 4b). Enfin, les étangs d'Angrignon, Héritage et Liesse ont les plus grandes divergences fonctionnelles (FDis>0,5) ((Figure 4c).

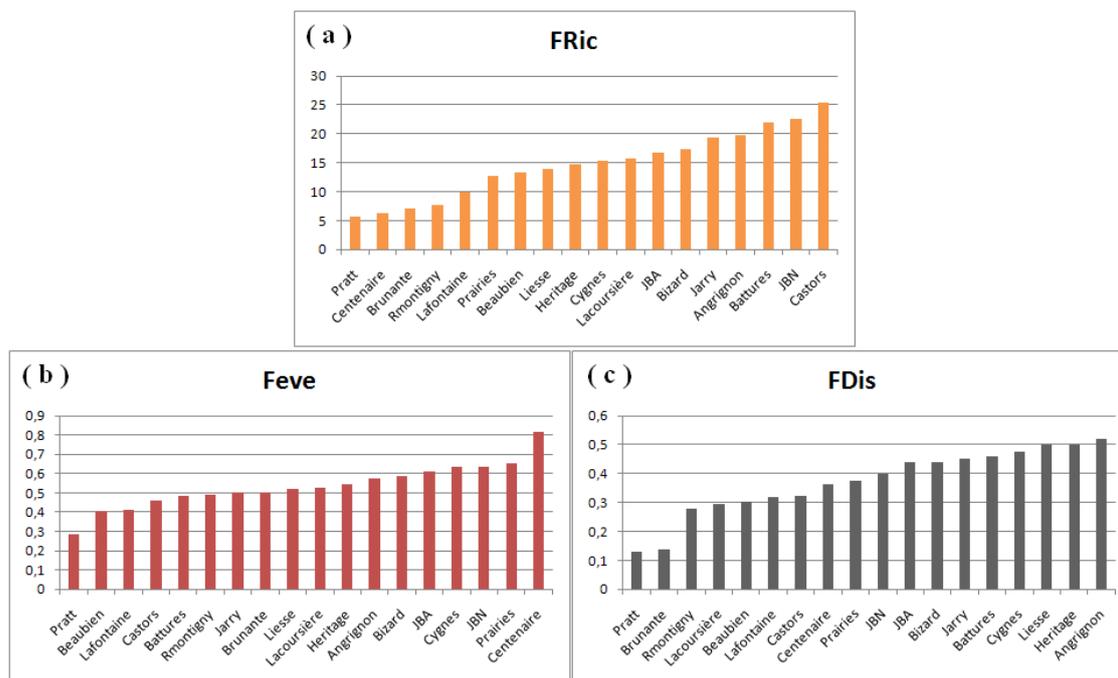


Figure 4 : Histogrammes de la diversité fonctionnelle moyenne des étangs organisée de façon croissante. Les trois composantes de la diversité fonctionnelle ont été calculées soient : la richesse fonctionnelle (a), l'équité fonctionnelle (b) et la divergence fonctionnelle (c).

4.5. L'analyse canonique de redondance

L'ACR (Annexe 6) a un R^2 de 53% et un R^2 ajusté de 42%. Le R^2 est significatif selon un test de permutation ($p : 0,005$). Les deux premiers axes renferment 24% de la variance. Il semble que la présence d'écrevisses, la vidange des étangs et que les substrats bétonnés et vaseux ont des influences négatives sur la faune de macroinvertébrés. A l'inverse, un substrat normal (fin) et la présence de végétation en surface ont une influence positive sur la composition en macroinvertébrés. D'autres variables semblent avoir une influence sur la différenciation en composition faunistique entre les étangs, c'est le cas de la présence de poissons, la profondeur, la concentration en chlorophylle totale et en algues bleues. L'origine naturelle semble aussi expliquée une plus grande composition faunistique.

5. Discussion

5.1. Biodiversité des étangs urbains de l'île de Montréal

Dans cette étude, plusieurs mesures de la biodiversité ont été faites pour caractériser les étangs urbains de Montréal. L'identification des individus a été faite à la famille pour la grande majorité des taxons. Cependant les indices utilisés pour déterminer la biodiversité, tel que le H' par exemple, requièrent normalement une identification à l'espèce et sont donc plus représentatifs de la biodiversité des écosystèmes étudiés. Cependant, selon certains auteurs (Porst and Irvine 2009) une idée préliminaire de la biodiversité peut être faite à partir d'un niveau taxonomique supérieur. De plus, d'autres chercheurs ont démontré qu'il n'est pas nécessaire d'atteindre le niveau d'identification le plus bas pour effectuer des analyses statistiques multivariées (Hewlett 2000; Marshall, Steward et al. 2006). Premièrement, 4 groupes d'étangs ont pu être identifiés en fonction de leur similitude en composition faunistique (Tableau 5). Ces groupes sont pertinents car ils coïncident avec ceux discriminés par le groupement en *K-mean partitionning*.

Tableau 5 : Groupes d'étangs discriminés en fonction de leurs compositions faunistiques

#1	#2	#3	#4
Pratt	Rmontigny	Prairies	Lafontaine
Brunante	Centenaire	Battures	Baubien
Liesse	Héritage	Jarry	Lacoursière
	JBA	JBN	
	Cygnés	Angrignon	
		Castors	
		Bizard	

Une variabilité intra-site a été observée sur certains étangs (Centenaire, Héritage, Jardin botanique, Prairies). Cette observation peut être expliquée par de précédentes recherches qui ont démontrées que la distribution du macrobenthos dans les lacs n'est pas homogène et peut résulter du type de substrat (Thrush 1991) ou encore de perturbations (Johnson 1998). Cela peut donc coïncider avec les étangs de plus grande taille (Prairies, Centenaire) et le second site de l'Héritage qui était particulier car il était situé sous un pont, mais était aussi le seul site avec la présence de Némertes. En ce qui concerne les deux étangs du Jardin Botanique (JBA et JBN), ces derniers étaient connectés expliquant probablement la distribution particulière de leurs communautés. Le prélèvement de 3 échantillons pour l'évaluation de la biodiversité des étangs urbains semblent donc être suffisante.

Les groupes 1, 2 et 4 ont des valeurs de biodiversité (Shannon et Simpson) plus faibles que celles du groupe 3, à l'exception des étangs de Liesse et d'Héritage qui présentent des biodiversités

plus fortes. L'étang de Liesse est caractérisé par la présence de plusieurs familles d'Hémiptères mais aussi de Chaoboridae et celui de l'Héritage par celle de plusieurs familles d'Odonates. Ensuite, en se basant sur l'indice de Hilsenhoff, un gradient de pollution des différents étangs a pu être mis en place. Cependant même si les cotes de tolérance ont été tirées d'études faites sur les rivières et réajustées arbitrairement, cela n'empêche pas de séparer les étangs les plus pollués des moins pollués. Les groupes 1, 2 et 4 sont constitués des étangs les plus impactés. Afin d'appuyer cet indice, une mesure du ratio d'Ephéméroptères et de Trichoptères en fonction des Chironomides et des Oligochètes (ET/CO) a été faite. Les étangs du groupe 3 présentent les ratios (%) ET/CO les plus grands, ce qui coïncide avec les résultats des indices d' Hilsenhoff. En effet, les Oligochètes et les Chironomides sont connus pour être capables de vivre dans des milieux eutrophes dont la qualité des habitats est médiocre (De Sousa, Pinel-Alloul et al. 2008). La plupart de ces organismes sont fouisseurs et supportent bien l'anoxie par des types de respiration particulière (ex : Hémoglobine). A l'inverse, les Éphémères sont sensibles à la pollution puisque leurs branchies sont externes et donc facilement atteintes par la pollution. Les Trichoptères sont, pour la plupart, aussi exigeants, car il leur faut un très bon substrat afin qu'ils puissent réaliser leur fourreaux spécialisés. Seul, l'étang de Castors présente un pourcentage faible. En effet, cet étang présente une grande diversité et abondance en Hémiptères. Les Hémiptères possèdent une cote de tolérance moyenne, puisqu'étant de bons nageurs ils peuvent éviter les zones les plus dégradées et ils pratiquent aussi une respiration aérienne. Leurs grandes abondances ont donc pu surévaluer la qualité de l'étang de Castors. Ces résultats ont aussi mis en lumière la problématique de l'étang de la pointe aux Prairies. En effet cet étang est alimenté en aval par un ruisseau recevant beaucoup de débris d'origine anthropique. Cependant malgré la pauvre biodiversité de cet étang ($H'_{moyen} : 1,63$ et $Hsimp_{moyen} : 0,69$), l'indice d' Hilsenhoff et le % ET/CO indiquent que cet étang est en bonne santé. Cela est dû à la grande abondance en Trichoptères de la famille des *Hydroptilidae* considérés comme normalement intolérants. Cela fait réfléchir quant à la véracité de la côte attribuée au niveau de la famille.

C'est pour ces cas particuliers qu'une étude complémentaire de la diversité fonctionnelle s'est avérée intéressante. En effet, les étangs de Castors, JBN, Battures, Angrignon, Jarry, Bizard, JBA présentent les plus grandes richesses fonctionnelles (Fric). Cela signifie que ces étangs ont un plus grand nombre de niches écologiques et que toutes les ressources de ces étangs sont utilisées. Cependant, pas tous ces étangs ont leurs abondances distribuées équitablement dans les différentes niches (Feve), supposant ainsi qu'il y a un déséquilibre dans la composition faunistique des niches. C'est le cas de Battures et de Castors. En effet, ces derniers ont de grandes abondances en Hémiptères et en Diptères qui sont des taxons tolérants à une perturbation. Un stress environnemental a donc favorisé l'expansion de certaines niches écologiques occupées par ces types d'organismes et que d'autres niches, qui étaient utilisées auparavant sont maintenant sous-exploitées. Cela a pour conséquence de diminuer la productivité et la résilience de l'écosystème (Mason, Mouillot et al. 2005). Peu d'étang possède une grande valeur de divergence fonctionnelle (FDIs), ce qui signifie que les étangs étudiés ne possèdent pas un haut degré de différenciation de niches ; ils ont donc une plus grande compétition pour les ressources. Les étangs Angrignon, Jarry, JBA, JBN et Bizard possèdent tout de même des diversités fonctionnelles les plus riches et les plus stables. Ces cinq étangs sont donc caractérisés comme étant les milieux les moins impactés. Ainsi, l'utilisation de la diversité fonctionnelle a permis de déterminer les écosystèmes les plus stables et productifs et d'écarter les sites posant des problèmes d'interprétation avec les outils de mesures de la biodiversité traditionnels

5.2. *Relation taxons-environnement*

Dans l'analyse canonique de redondance, 42% de la variance de la matrice réponse (composition faunistique) est expliquée par la matrice explicative (variables environnementales), traduisant donc que les variables sélectionnées sont pertinentes. De plus, le R^2 est significatif après un test par permutation ($p=0,005$), ce qui veut dire que les interprétations sont valides.

La présence d'écrevisses et la vidange d'un étang semblent expliquer une pauvre composition faunistique. Cela est compréhensible car les écrevisses sont connues pour être de grands prédateurs et que la vidange d'un étang peut être un problème quant à la colonisation et la reproduction des macroinvertébrés. Prost et Irvine (2009) ont aussi montré que les étangs permanents ont une plus

grande richesse taxonomique et un plus grand nombre d'individus que les étangs qui se sont asséchés durant l'été. Le type de substrat semble aussi avoir une importance dans la composition en macroinvertébrés. En effet, généralement une augmentation de la biomasse des macroinvertébrés est observée dans des substrats fins et riches en détritits (De Sousa, Pinel-Alloul et al. 2008). Le substrat caractérise la niche écologique des organismes benthiques puisqu'il est à la fois l'habitat et la ressource en nourriture. Un substrat bétonné peut donc s'avérer être un support inadéquat pour les taxons fouisseurs et benthiques mais représente aussi un problème pour l'implantation de macrophytes (indispensables pour la plupart des macroinvertébrés). La vase est un signe d'apport fort en matière organique et résulte en un milieu hostile pour la plupart des macroinvertébrés sensibles (milieu anoxique). Cependant, certaines espèces comme les Chironomidae, les Chaoboridae, les Baetidae, les Haliplidae sont capables de vivre dans ce type de milieu (respiration aérienne, bivoltinisme, résidence en surface).

D'autres variables semblent expliquer la différenciation des communautés de macroinvertébrés. En effet, à cause de la faible profondeur, la température des étangs urbains doit être plus importante que celle des étangs naturels, empêchant donc une stratification, et les rendant uniformes en ce qui concerne la température et les nutriments. Les macroinvertébrés sont des organismes poikilothermes, et par conséquent la température a une grande influence sur leur répartition, leur cycle de vie et la dynamique des organismes benthiques. Certains organismes vont donc être plus aptes à survivre dans ces milieux et augmenter en abondance (C'est le cas des hémiptères principalement). La productivité (Chlorophylle totale) semble, quant à elle, favoriser l'abondance des mollusques. En effet, une grande abondance en chlorophylle résulte de la présence d'algues qui peuvent être présentes en suspension, ou fixées dans le périphyton ou le périlithon qui sont la base de la nourriture des mollusques (brouetteurs, racleurs). Les Corixidea se nourrissent aussi d'algues (organismes herbivores de surface). La présence de poissons prédateurs semble favoriser certaines communautés (Haliplidae, Notonectidae). La concentration en algues bleues a une influence plus minime sur la composition en macroinvertébrés. Ces différents paramètres doivent donc être pris en compte dans la création mais aussi dans la gestion des étangs urbains.

Cependant il faut prendre en compte que d'autres variables peuvent avoir une influence sur la faune étudiée, en effet, le R^2 ajusté indique qu'il y a 58% de la variance de notre matrice qui n'est pas expliquée. Cela peut être dû à des phénomènes stochastiques mais aussi à d'autres variables environnementales (Température, Phosphore, Oxygènes dissous) ou encore à l'interaction entre les différentes variables qui seraient intéressantes de mesurer.

5.3. Utilités et conservation des étangs urbains

Les petits plans d'eau créés par l'homme semblent être des écosystèmes qui apportent un gain en biodiversité dans les milieux urbanisés où la biodiversité aquatique serait normalement presque nulle. Cette observation a aussi été faite dans une étude (Ruggiero, Céréghino et al. 2008) qui a démontré que des étangs de ferme du sud de la France ont capturé environ 40% de la diversité totale d'Odonates de la région incluant des espèces rares. L'assemblage des espèces n'était même pas corrélé à l'utilisation faite par l'homme de ces étangs, ni au relief du terrain. La richesse spécifique était seulement corrélée avec la grandeur et la profondeur des étangs, ce qui peut donc expliquer la présence de plusieurs familles d'Odonates dans les étangs de l'Héritage, Battures et Cygnes qui sont les étangs les plus profonds et de « grandes » tailles. Dans le cadre du Sommet sur la biodiversité et le verdissement de Montréal, les différents signataires se sont engagés à initier des actions visant à accroître la biodiversité et les habitats fauniques de l'île. Cette étude, a démontré qu'il est possible d'accueillir la biodiversité des écosystèmes urbains en prenant en compte certains paramètres. Comme dit précédemment, les étangs doivent avoir des tailles et des profondeurs raisonnables. Le substrat semble être une composante très importante de la biodiversité en macroinvertébrés d'un étang. En effet, il faut favoriser l'utilisation d'un substrat fin qui peut aussi facilement couvrir une bêche. Il faut aussi tenter de limiter l'apport en matière organique autour de l'étang (engrais, herbicide pour l'entretien du parc) car il aurait un effet néfaste sur la communauté de l'étang. Enfin, la vidange de l'étang devrait être évitée si possible pour permettre à la biodiversité de pouvoir s'établir et ainsi multiplier les refuges de biodiversité dans la ville. La présence de poissons (bien que plaisante pour les

utilisateurs du Parc) ne doit pas être obligatoire, car en maintenant un ratio d'étangs avec et sans poisson, la biodiversité pourrait être encore plus grande et variée au sein d'un paysage urbain.

6. Conclusions

Les étangs urbains de Montréal renferment donc une biodiversité non négligeable. Cependant, la mesure de la biodiversité à travers divers indices peut s'avérer délicate. Il n'y a pas de cote adaptée à ce type d'étang et la biodiversité optimale pour un étang urbain n'est pas connue; il se peut que ces milieux abritent une biodiversité moins grande que les milieux à l'état naturel. En effet, dans notre cas, il ressort que les étangs d'origine naturelle abritent une bonne biodiversité (Castors, Bizard). Des études sur une plus grande gamme d'étangs urbains plus ou moins impactés seraient donc intéressantes à faire. De plus, l'analyse de la diversité fonctionnelle s'est révélée être une information intéressante pour évaluer la qualité des étangs car cela permet d'évaluer en plus des indices de diversité et de tolérance des organismes, si les milieux possèdent toutes les composantes et les conditions environnementales nécessaires à l'existence de plusieurs types de niches écologiques. Car, il est connu qu'un écosystème productif et de bonne qualité possède des niches écologiques diversifiées et spécialisées avec des abondances équitables (Frontier 1977). Enfin, il a été démontré que les étangs urbains doivent posséder des caractéristiques particulières pour accueillir une bonne biodiversité. Le substrat doit être adéquat (fin), la présence de poissons ne doit pas être obligatoire et il faut aussi limiter l'apport de matière organique. Ces milieux pourront donc être un atout incontournable pour la conservation de la biodiversité dans des zones urbanisées mais aussi pour servir de refuge à toute sorte d'organismes.

7. Bibliographie

- Archambault, V. (2003). Réponses bio-écologiques des macroinvertébrés benthiques aux perturbations: la base d'un outil diagnostique fonctionnel des écosystèmes d'eaux courantes, PhD Thesis, University of Metz, Metz, France.
- Darlington, P. J. (1957). Zoogeography: the geographical distribution of animals, Wiley New York.
- De Sousa, S. D. S., B. P. A. B. Pinel-Alloul, et al. (2008). "Response of littoral macroinvertebrate communities on rocks and sediments to lake residential development." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **65**(6): 1206-1216.
- Doledec, S. and B. Statzner (1994). "Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: 548 plant and animal species in the Upper Rhône River and its floodplain." Freshwater Biology **31**(3): 523-538.
- Everitt, B. S. and T. Hothorn (2009). A Handbook of Statistical Analyses Using R.
- Frontier, S. (1977). "Réflexion pour une théorie des écosystèmes." Bull. E d.
- Hewlett, R. (2000). "Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at a broad geographic scale." Journal of the North American Benthological Society **19**(2): 352-361.
- Hilsenhoff, W. L. (1987). "An improved biotic index of organic stream pollution." Great Lakes Entomologist **20**(1): 31-40.
- Hilsenhoff, W. L. (1988). "Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index." Journal of the North American Benthological Society: 65-68.
- Hooper, D., F. Chapin Iii, et al. (2005). "Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge." Ecological monographs **75**(1): 3-35.
- Johnson, R. K. (1998). "Spatiotemporal variability of temperate lake macroinvertebrate communities: detection of impact." Ecological Applications **8**(1): 61-70.
- Lafont, M. (1989). "Contribution à la gestion des eaux continentales: utilisation des oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments." Claude Bernard, Lyon I, Lyon.
- Lizet, B., A. Wolf, et al. (1997). "Sauvages dans la ville." JATBA, revue d'ethnobiologie, MNHN.
- Marshall, J. C., A. L. Steward, et al. (2006). "Taxonomic resolution and quantification of freshwater macroinvertebrate samples from an Australian dryland river: the benefits and costs of using species abundance data." Hydrobiologia **572**(1): 171-194.
- Mason, N. W. H., D. Mouillot, et al. (2005). "Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity." Oikos **111**(1): 112-118.
- Moisan, J. and L. Pelletier (2008). "Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec." Ministère du développement durable et des parcs.

- Oertli, B., D. Auderset Joye, et al. (2005). "PLOCH: a standardized method for sampling and assessing the biodiversity in ponds." Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems **15**(6): 665-679.
- Pearson, T. and R. Rosenberg (1978). "Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment." Oceanography and Marine Biology: an annual review **16**.
- Poff, N. L. R., J. D. Olden, et al. (2006). "Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships." Journal of the North American Benthological Society **25**(4): 730-755.
- Porst, G. and K. Irvine (2009). "Distinctiveness of macroinvertebrate communities in turloughs (temporary ponds) and their response to environmental variables." Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems **19**(4): 456-465.
- Redford, K. H. and B. D. Richter (1999). "Conservation of biodiversity in a world of use." Conservation Biology **13**(6): 1246-1256.
- Ruggiero, A., R. Céréghino, et al. (2008). "Farm ponds make a contribution to the biodiversity of aquatic insects in a French agricultural landscape." Comptes Rendus Biologies **331**(4): 298-308.
- Tachet, H. (2000). Invertébrés d'eau douce, CNRS éd.
- Thrush, S. F. (1991). "Spatial patterns in soft-bottom communities." Trends in Ecology & Evolution **6**(3): 75-79.
- Touzin, D. (2008). "Utilisation des macroinvertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec."
- Verneaux, V., J. Verneaux, et al. (2004). The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Châlain (French Jura) as an example, Cambridge Univ Press.
- Vieira, N. M. K., C. S. University, et al. (2006). A database of lotic invertebrate traits for North America, US Geological Survey.
- Villegier, S., Mason, N.W.H. and Mouillot, D. (2008). "New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology". Ecology **89**(8): 2290-2301.
- Warwick, R. and K. Clarke (1993). "Comparing the severity of disturbance: a meta-analysis of marine macrobenthic community data." Marine ecology progress series. Oldendorf **92**(3): 221-231.

8. Annexes



Image 1 : Etang Naturel avec un substrat normal (Castors)



Image 2 : Etang Naturel avec un substrat vaseux (Prairies)



Image 3 : Etang artificiel avec un substrat fin (Jardin botanique)



Image 4 : Etang artificiel avec une bâche (Beaubien)



Image 5 : Etang artificiel avec un fond en béton (Pratt)

Annexe 1 : Photos des différents types d'étangs rencontrés lors de l'échantillonnage des étangs urbains
(Photos par N. Dedieu)

TAXON	CODE	Guilde trophique	Voltinisme	Respiration	Distribution verticale	Tolerance MO	Comportement
<i>Ancylidae</i>	ANCY	Trop3	Volt3	Resp4	Dist2	Org2	Hab4
<i>Asellidae</i>	ASELL	Trop1	NA	Resp2	Dist3	Org3	Hab4
<i>Ashnidae</i>	ASHN	Trop4	Volt1	Resp2	Dist2	Org1	Hab2,
<i>Baetidae</i>	BAET	Trop1	Volt3	Resp2	Dist3	Org1	Hab5
<i>Belostomatidae</i>	BELO	Trop4	Volt3	Resp3	Dist2	Org2	Hab2
<i>Bithyniidae</i>	BITH	Trop2	Volt3	Resp4	Dist2	Org3	Hab4
<i>Caenidae</i>	CAEN	Trop1	Volt2	Resp2	Dist3	Org2	Hab1
<i>Carabidae</i>	CARA	Trop4	NA	NA	NA	NA	Hab5
<i>Ceratopogonidae</i>	CERA	Trop4	Volt3	Resp1	Dist2	Org2	Hab1
<i>Chaoboridae</i>	CHAO	Trop4	Volt2	Resp3	Dist1	Org3	Hab5
<i>Chironomidae</i>	CHIR	Trop1	Volt3	Resp6	Dist4	Org3	Hab3
<i>Coenagrionidae</i>	COEN	Trop4	Volt2	Resp2	Dist2	Org3	Hab6
<i>Collembola</i>	COLL	NA	NA	NA	NA	Org2	NA
<i>Corixidae</i>	CORI	Trop3	Volt3	Resp3	Dist1	Org2	Hab5
<i>Crambidae</i>	CRAM	Trop4	NA	Resp2	Dist3	Org2	Hab2
<i>Culicidae</i>	CULI	Trop4	Volt3	Resp3	Dist1	Org3	Hab5
<i>Curculionidae</i>	CURCU	Trop3	Volt2	Resp1	Dist3	Org2	Hab1
<i>Dytiscidae</i>	DYTI	Trop4	Volt1	Resp1	Dist1	Org2	Hab5
<i>Ephyridae</i>	EPHY	Trop3	NA	Resp3	Dist4	Org3	Hab1
<i>Gammaridae</i>	GAMA	Trop7	Volt2	Resp2	Dist3	Org2	Hab5
<i>Gerridae</i>	GERRI	Trop4	Volt2	NA	Dist1	Org2	Hab5
<i>Gyrinidae</i>	GYRI	Trop4	NA	Resp1	Dist1	Org1	Hab5
<i>Halipidae</i>	HALI	Trop3	Volt3	Resp1	Dist2	Org2	Hab5
<i>Hirudinea</i>	HIRU	Trop6	Volt1	Resp1	Dist3	Org3	Hab5
<i>Hydracarina</i>	HYDRA	Trop6	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Hydraenidae</i>	HYDRA	Trop6	NA	Resp1	Dist4	NA	Hab5
<i>Hydrophilidae</i>	HYDRO	Trop4	Volt2	Resp2	Dist3	Org2	Hab6
<i>Hydroptilidae</i>	HYDRO	Trop3	Volt2	Resp1	Dist3	Org1	Hab4
<i>Leptoceridae</i>	LETPOc	Trop5	Volt2	Resp2	Dist3	Org1	Hab5
<i>Leptophlebiidae</i>	LETPOp	Trop1	Volt2	Resp2	Dist3	Org1	Hab4
<i>Lestidae</i>	LEST	Trop4	Volt2	Resp2	Dist2	Org2	Hab2
<i>Libellulidae</i>	LIBE	Trop4	Volt2	Resp3	Dist2	Org1	Hab3
<i>Lymnaeidae</i>	LYMN	Trop3	Volt3	Resp4	Dist2	Org2	Hab4
<i>Mesoveliidae</i>	MESO	Trop4	Volt3	Resp3	Dist2	Org2	Hab2
<i>Nemertes</i>	NEME	NA	NA	NA	NA	Org3	NA
<i>Nepidae</i>	NEPI	Trop4	Volt2	Resp3	Dist2	NA	Hab5
<i>Notonectidae</i>	NOTO	Trop4	Volt2	Resp3	Dist1	Org2	Hab5
<i>Oligochaeta</i>	OLIGO	Trop1	Volt3	Resp6	Dist4	Org3	Hab1
<i>Physidae</i>	PHYS	Trop3	Volt3	Resp3	Dist2	Org3	Hab4
<i>Planaria</i>	PLAN	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Planorbidae</i>	PLAN	Trop3	Volt3	Resp6	Dist2	Org3	Hab4
<i>Pleidae</i>	PLEI	Trop4	Volt3	Resp3	Dist2	Org2	Hab5
<i>Polycentropodidae</i>	POLY	Trop4	Volt2	Resp1	Dist3	Org2	Hab4
<i>Sphaeriidae</i>	SPHAE	Trop2	Volt2	Resp2	Dist3	Org2	Hab1
<i>Stratiomyidae</i>	STRA	Trop1	NA	Resp3	Dist4	Org3	Hab1
<i>Tabanidae</i>	TABA	Trop4	Volt2	Resp3	Dist4	Org2	Hab1
<i>Talitridae</i>	TALI	NA	NA	NA	Dist1	Org3	NA
<i>Tanypodinae</i>	TANY	Trop4	NA	NA	Dist3	Org3	Hab3
<i>Tipulidae</i>	TIPU	Trop4	Volt2	Resp2	Dist4	Org1	Hab1
<i>Valvatidae</i>	VALV	Trop3	Volt3	Resp2	Dist3	Org3	Hab4
<i>Veliidae</i>	VELI	Trop4	Volt3	NA	Dist1	Org2	Hab5
<i>Viviparidae</i>	VIVI	Trop3	Volt3	Resp1	Dist3	Org2	Hab4

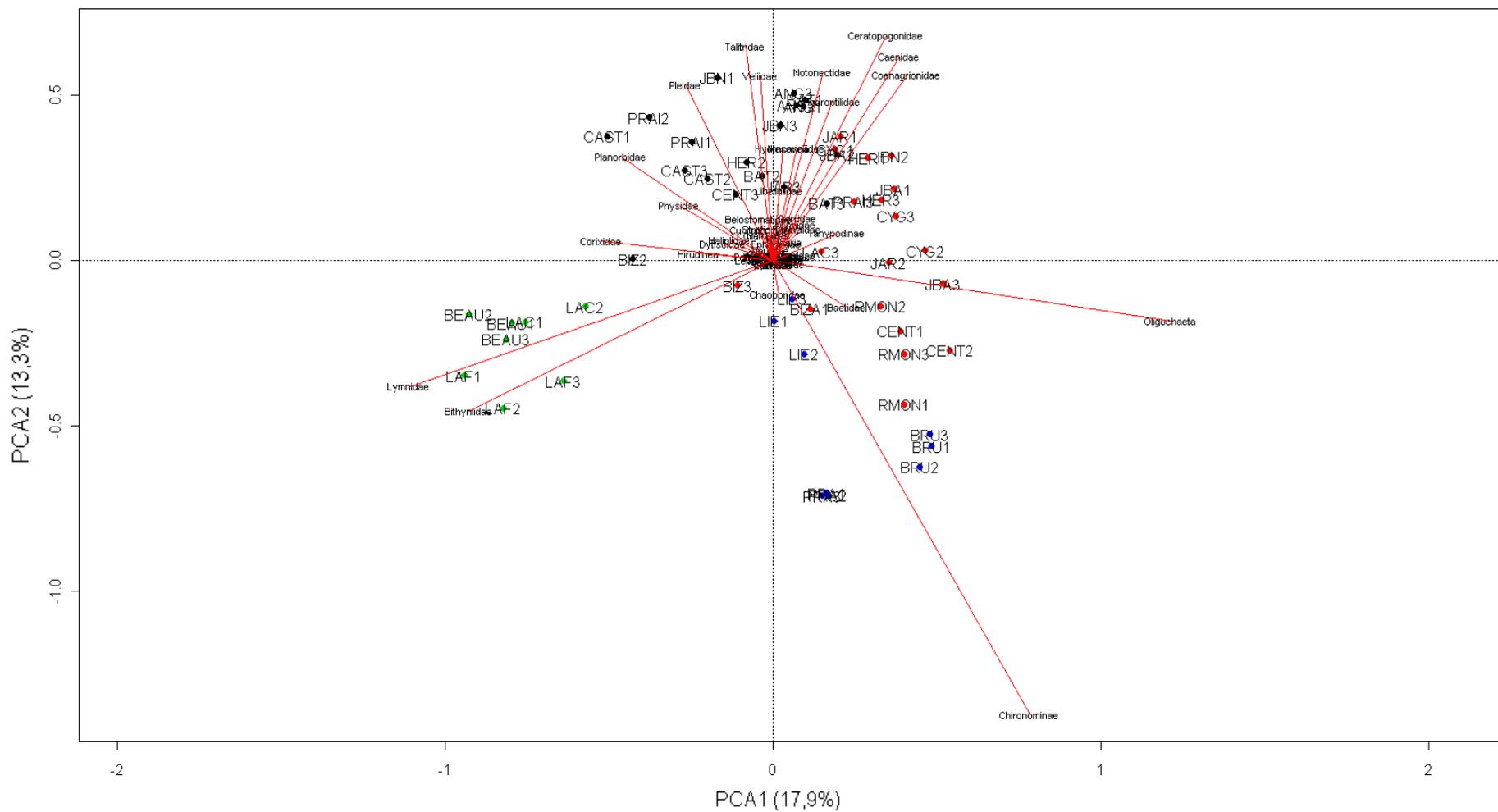
Annexe 2 : Base de données des traits biologiques des 53 taxons récoltés dans les étangs urbains de l'île de Montréal

Les typologies des traits sont données dans le tableau 3. Les données manquantes ont été symbolisées par NA.

Etang	S	Etang	S
Beaubien1	12	Liesse1	9
Beaubien2	11	Liesse2	15
Beaubien3	17	Liesse3	20
Centenaire1	11	JBN1	24
Centenaire2	3	JBN2	25
Centenaire3	5	JBN3	24
Bizard1	22	Angrignon1	22
Bizard2	13	Angrignon2	22
Bizard3	18	Angrignon3	19
Cygnés1	16	Pratt1	7
Cygnés2	16	Pratt2	7
Cygnés3	15	Pratt3	5
Jarry1	22	Heritage1	17
Jarry2	16	Heritage2	16
Jarry3	21	Heritage3	15
Rmontigny1	6	Battures1	28
Rmontigny2	9	Battures2	20
Rmontigny3	9	Battures3	24
Brunante1	6	Lafontaine1	10
Brunante2	9	Lafontaine2	8
Brunante3	7	Lafontaine3	15
Lacoursière	9	Prairies1	14
Lacoursière	20	Prairies2	9
Lacoursière	18	Prairies3	18
JBA1	12	Castors1	26
JBA2	25	Castors2	25
JBA3	17	Castors3	31

Etang	%ET/CO	Etang	%ET/CO
Beaubien1	22,22	Liesse1	21,21
Beaubien2	6,67	Liesse2	21,57
Beaubien3	10,13	Liesse3	30,19
Centenaire1	9,26	JBN1	184,00
Centenaire2	0,00	JBN2	11,39
Centenaire3	0,00	JBN3	53,66
Bizard1	23,58	Angrignon1	95,74
Bizard2	37,04	Angrignon2	31,29
Bizard3	1,87	Angrignon3	157,14
Cygnés1	16,54	Pratt1	16,89
Cygnés2	13,48	Pratt2	2,57
Cygnés3	22,01	Pratt3	10,64
Jarry1	223,64	Heritage1	8,49
Jarry2	94,91	Heritage2	7,41
Jarry3	771,25	Heritage3	14,00
Rmontigny1	0,00	Battures1	67,76
Rmontigny2	0,00	Battures2	14,88
Rmontigny3	0,00	Battures3	32,62
Brunante1	4,09	Lafontaine1	48,65
Brunante2	5,50	Lafontaine2	0,00
Brunante3	4,70	Lafontaine3	1,80
Lacoursière	0,00	Prairies1	3550,00
Lacoursière	26,88	Prairies2	0,00
Lacoursière	9,84	Prairies3	0,25
JBA1	8,64	Castors1	12,12
JBA2	36,99	Castors2	7,33
JBA3	6,79	Castors3	6,88

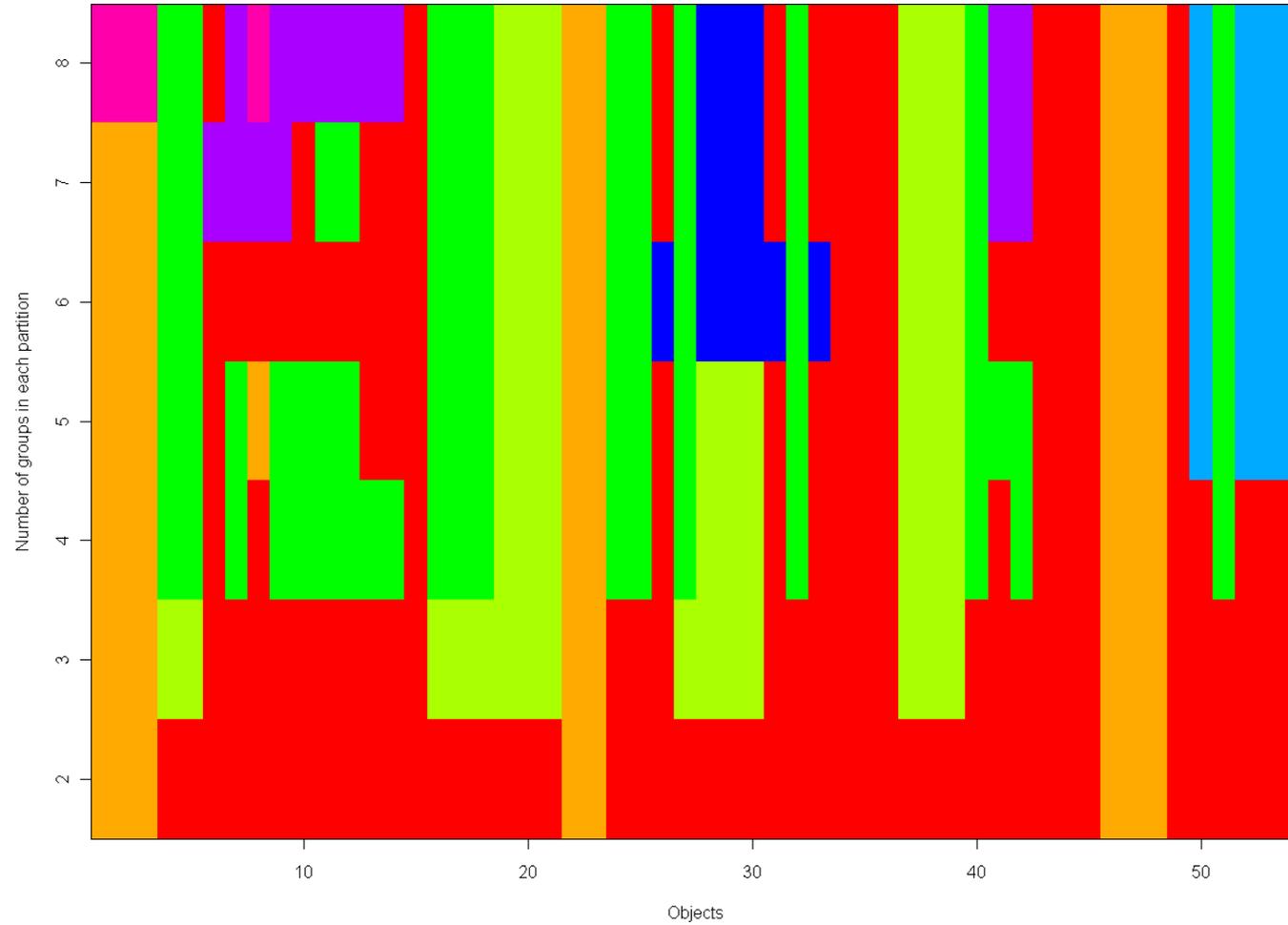
Annexe 3 : A gauche : Richesse spécifique (S) des 18 étangs urbains. A droite : Pourcentage du ratio d'Ephémères Trichoptères sur Chironomides Oligochètes (%ET/CO) des 18 étangs urbains



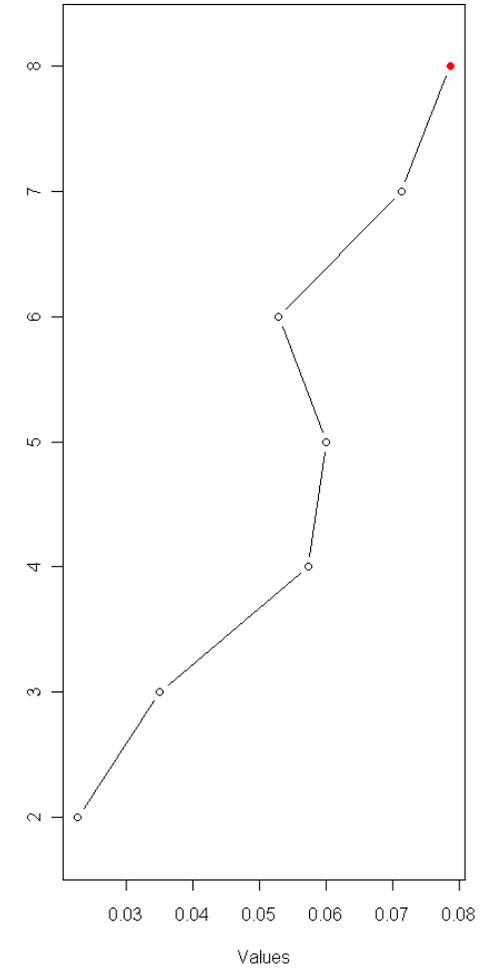
Annexe 4 : ACP sur la matrice de taxon suite à une transformation de Hellinger.

Les codages sont une combinaison de 3 lettres représentant les sites et du numéro du site d'échantillonnage (ANG :Angrignon, BAT :Battures, BEAU :Beaubien, BIZ :Bizard, BRU :Brunante, CAST :Castors, CENT : Centenaire, CYG :Cygne, HER :Heritage, JAR :Jarry, JBA :Jardin Botanique Algue, JBN :Jardin Botanique Nenuphar, LAC :Lacoursière, LAF :Lafontaine, LIE :Liesse, PRAI :Prairies, PRA :Pratt, RMON :Rmontigny). Les points de couleurs correspondent aux groupes suggérés par le K-mean partitionning.

K-means partitions comparison



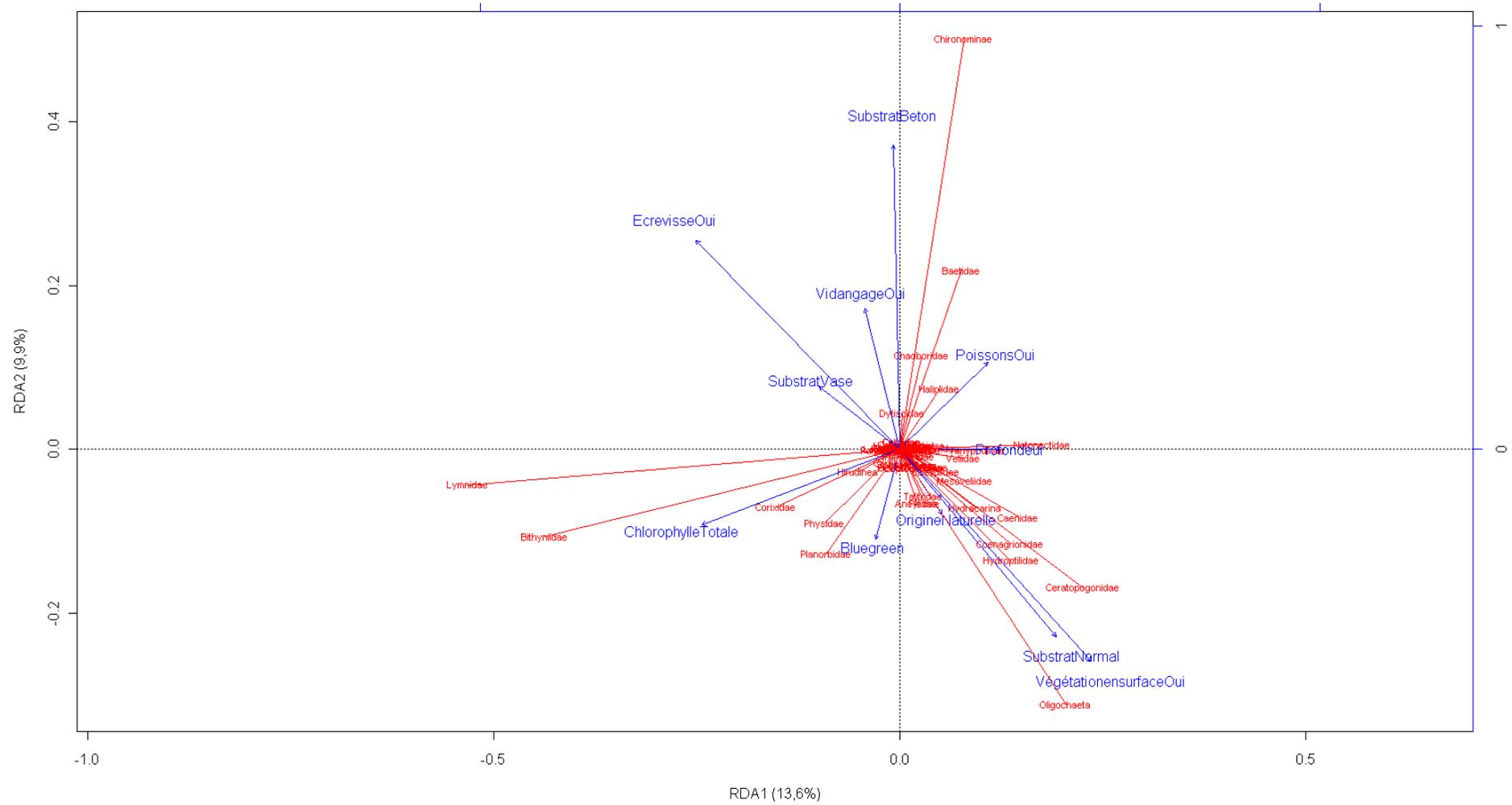
**ssi
criterion**



Annexe 5 : Résultats graphiques du groupement en K-mean partitioning lancé sur 2 à 8 groupes avec 10000 itérations

Le graphique sur la gauche représente le nombre de groupe (symbolisé par des couleurs) en fonction de nos 54 sites. Le graphique à droite représente les scores de SSI en fonction du nombre de groupes.

Analyse Canonique de Redondance



Annexe 6 : Analyse canonique de redondance

Les vecteurs rouges représentent les variables réponses (abondance taxons) et les vecteurs bleus les variables explicatives (variables environnementales)

