

2m11.3287-6

Université de Montréal

Facteurs environnementaux, éléments du paysage et structure spatiale dans la composition des herbiers submergés du lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent

Par
Rosalie Léonard

Département de sciences biologiques
Faculté des arts et sciences

Mémoire présenté à la faculté des études supérieures
En vue de l'obtention du grade de
Maîtrise ès sciences (M.Sc.)
en Sciences Biologiques

Février 2005

© Rosalie Léonard, 2005



Direction des bibliothèques

AVIS

L'auteur a autorisé l'Université de Montréal à reproduire et diffuser, en totalité ou en partie, par quelque moyen que ce soit et sur quelque support que ce soit, et exclusivement à des fins non lucratives d'enseignement et de recherche, des copies de ce mémoire ou de cette thèse.

L'auteur et les coauteurs le cas échéant conservent la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent ce document. Ni la thèse ou le mémoire, ni des extraits substantiels de ce document, ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans l'autorisation de l'auteur.

Afin de se conformer à la Loi canadienne sur la protection des renseignements personnels, quelques formulaires secondaires, coordonnées ou signatures intégrées au texte ont pu être enlevés de ce document. Bien que cela ait pu affecter la pagination, il n'y a aucun contenu manquant.

NOTICE

The author of this thesis or dissertation has granted a nonexclusive license allowing Université de Montréal to reproduce and publish the document, in part or in whole, and in any format, solely for noncommercial educational and research purposes.

The author and co-authors if applicable retain copyright ownership and moral rights in this document. Neither the whole thesis or dissertation, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms, contact information or signatures may have been removed from the document. While this may affect the document page count, it does not represent any loss of content from the document.

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :
Facteurs environnementaux, éléments du paysage et structure spatiale dans la
composition des herbiers submergés du lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent

Présenté par :
Rosalie Léonard

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Président-rapporteur : Daniel Boisclair

Directeur de recherche : André Bouchard

Codirecteur de recherche : Martin Jean

Membre du jury : Jacques Brisson

Table des matières

Liste des figures	iii
Liste des tableaux	v
Résumé	vi
Abstract	viii
Liste des sigles	x
Remerciements	xi
1. Introduction	1
2. Site d'étude	6
3. Matériel et méthodes	10
3.1. Échantillonnage et compilation des données.....	10
3.2. Traitement des données (analyses multivariées).....	19
4. Résultats	24
4. 1. Groupement et carte de végétation.....	24
4. 2. Analyse de redondance partielle.....	28
Analyse de redondance de la composante paysage-environnement.....	33
Analyse de redondance de la composante géographique.....	36
Analyse de redondance de la composante temporelle.....	40
4. 3. Analyse des sédiments.....	42
5. Discussion	47
6. Conclusion	63
Références	67
Annexes	xiii
Annexe 1. Protocole granulométrie-hydrométrie.....	xiii
Annexe 2. Technique de calcul du fetch selon Håkanson, 1981.....	xiv
Annexe 3. Exemple de classification de Horton-Strahler.....	xv
Annexe 4. Photos des groupes 1 et 2.....	xvi
Annexe 5. Carte géographique du deuxième axe canonique de l'analyse de redondance de la matrice de végétation et de la matrice géographique, en contrôlant la matrice temporelle (jeu de données A).....	xviii

Annexe 6. Diagramme de double-projection de l'analyse de redondance de la matrice réponse de végétation et des variables explicatives temporelles (à partir des axes 2 et 3).....	xix
Annexe 7. Carte de distribution géographique des valeurs de pourcentage en argile pour le jeu de données de B.....	xx
Annexe 8. Résultats bruts.....	xxi

Liste des figures

Figure 1. Zone d'échantillonnage.....	9
Figure 2. Répartition des points d'échantillonnage.....	13
Figure 3. Fréquence des vents à Saint-Anicet.....	17
Figure 4. Modèle des relations possibles entre les différents jeux de variables à l'étude.	19
Figure 5. Modèle de partition de la variance de la matrice végétation entre les différentes matrices à l'étude (environnementale, paysagère, géographique et temporelle).	23
Figure 6. Résultats de l'analyse des espèces indicatrices.....	26
Figure 7. Carte de végétation.....	27
Figure 8. Partition de la variation de la matrice réponse de végétation entre les matrices explicatives environnementale, paysagère, géographique et temporelle à partir des analyses de redondance du jeu de données A.	31
Figure 9. Pourcentage de la variation de chaque espèce expliquée par les trois différentes composantes du modèle d'analyse.	32
Figure 10. Diagramme de double-projection de l'analyse de redondance de la matrice réponse de végétation et des variables explicatives du paysage et de l'environnement, en contrôlant l'effet des données temporelles et géographiques (jeu de données A).	35
Figure 11. Carte géographique du premier axe canonique de l'analyse de redondance de la matrice de végétation et de la matrice géographique, en contrôlant la matrice temporelle (jeu de données A).	36
Figure 12. Cartes de distribution géographique des valeurs centrées-réduites de profondeur et de pH des 233 quadrats d'échantillonnage (jeu de données A).	38

Figure 13. Carte géographique du premier axe canonique de l'analyse de redondance de la matrice de végétation et de la matrice géographique pure (jeu de données A).

.....39

Figure 14. Diagramme de double-projection de l'analyse de redondance de la matrice réponse de végétation et des variables explicatives temporelles.

.....41

Figure 15. Diagramme de double-projection de l'analyse de redondance de la matrice réponse de végétation et des variables explicatives du paysage et de l'environnement, en contrôlant l'effet des données géographiques et temporelles (jeu de données B).

.....45

Figure 16. Cartes de distribution géographique des valeurs centrées-réduites de % en sable, % en limon et concentration en phosphore biodisponible des sédiments échantillonnés dans 95 quadrats (jeu de données B).

.....46

Figure 17. Représentation schématique résumant les interactions entre les espèces macrophytiques dans le lac Saint-François et les gradients environnementaux (profondeur, granulométrie et richesse du substrat) et paysagers (vecteur baie/pointe, exposition aux vents dominants et fetch).

.....62

Liste des tableaux

Tableau 1. Variables (des matrices de l'environnement, du paysage, de la position géographique ou du temps) échantillonnées ou compilées.	18
Tableau 2. Fréquence, classe médiane de recouvrement et classe maximale de recouvrement des espèces macrophytiques observées dans les quadrats échantillonnés du lac Saint-François.	25
Tableau 3. Variance expliquée par chaque variable des matrices paysagère, environnementale, géographique et temporelle du jeu de données A (233 quadrats).	30
Tableau 4. Variance expliquée par chaque variable des matrices paysagère, environnementale, géographique et temporelle du jeu de données B (95 quadrats).	44

Résumé

L'étude avait pour but d'estimer l'importance relative de facteurs environnementaux et d'éléments du paysage expliquant la composition des communautés végétales aquatiques du lac Saint-François, lac fluvial du Saint-Laurent, Canada. La structure spatiale des données a également été analysée. 24 transects perpendiculaires à la rive du lac ont été échantillonnés. Dans 10 quadrats par transect, le pourcentage de recouvrement des espèces macrophytiques et différentes variables environnementales (pente, profondeur, pierrosité, courant, température, pH et conductivité de l'eau) ont été mesurées. La granulométrie, le pH, la CEC ainsi que le contenu en matière organique et en éléments nutritifs (K, Mg, Ca, P et N) des sédiments ont été analysés à partir d'échantillons prélevés dans 4 quadrats par transect. De plus, une matrice du paysage a été construite à partir d'informations recueillies pour chaque transect échantillonné: baie ou pointe, largeur, longueur et ratio largeur/longueur de la pointe ou baie, protection par des îles, exposition aux vents dominants, fetch, distance et ordre du cours d'eau en amont le plus proche. Une matrice géographique et une matrice temporelle ont également été incluses dans le modèle d'analyse. Un groupement des sites selon leur composition spécifique a d'abord permis de discriminer deux communautés végétales dans la zone à l'étude. La première communauté est représentée par *Chara* sp. alors que la deuxième est dominée par *Butomus umbellatus* f. *vallisneriifolius*, *Vallisneria americana*, *Potamogeton richardsonii* et *Myriophyllum* sp.. L'analyse de redondance partielle a ensuite permis d'analyser les relations entre les données de végétation submergée, les variables du paysage, les variables environnementales, les variables géographiques et les variables

temporelles. Le fractionnement de la variation dans les données d'abondance d'espèces a permis d'identifier une structure spatiale significative dans le paysage; les éléments du paysage ont été trouvés expliquant une part importante de la variation dans l'assemblage des espèces macrophytiques. De plus, la variation spatiale issue de la matrice géographique a révélé un gradient fort du sud-ouest vers le nord-est dans la matrice de végétation et dans les variables environnementales. Les deux groupes contrastés de végétation identifiés par le groupement se positionnent de chaque côté de la rivière La Guerre: une communauté dominée par *Chara* sp. en amont de la rivière et une communauté dominée par *Butomus umbellatus f. vallisneriifolius*, *Vallisneria americana*, *Potamogeton richardsonii* et *Myriophyllum* sp. en aval. Le même gradient a été observé dans le pH de l'eau, le contenu en phosphore et les fractions de sable et de limon des sédiments. La dégradation du littoral en aval de la rivière, due aux apports des terres agricoles environnantes, pourrait être à l'origine des changements sud-ouest/nord-est observés dans les données. Par ailleurs, la profondeur du côté nord-est de la rivière tend à être plus importante. Ainsi, les accumulations de minéraux et de particules fines dans les sédiments pourraient plutôt être dues à la sédimentation, qui se produit dans les zones plus profondes du lac Saint-François, les zones non-affectées par l'action des vagues.

Mots-clé : macrophytes; structure spatiale; facteurs environnementaux; ordination partielle; K-means; communautés; éléments du paysage; Lac Saint-François.

Abstract

The aim of this study was to estimate the relative importance of environmental factors and landscape elements in explaining the composition of aquatic plant communities of Lake Saint-François – a fluvial lake of the St. Lawrence River, Canada. The spatial patterns in the macrophyte assemblages were also analysed. The sampling program consisted of 24 transects perpendicular to shore. The aquatic vegetation abundance per species and environmental variables (slope, percentage rock cover, and water depth, velocity, temperature, pH and conductivity) were measured in 10 quadrats per transect. Sediment (particle size, organic matter content, pH, CEC, and nutritive element content – K, Mg, Ca, P, and N) were analysed from 4 quadrats per transect. Landscape variables were generated for each transect: bay or point; width, length and width/length ratio of the bay or point; island buffering; exposure to dominant winds; fetch; and distance and order of the closest upstream water course. Geographic and temporal matrices were also included. Cluster analysis discriminated two plant communities in the study zone: the first community is represented by *Chara* sp. whereas the second is dominated by *Butomus umbellatus* f. *vallisneriifolius*, *Vallisneria americana*, *Potamogeton richardsonii* and *Myriophyllum* sp.. A partial redundancy analysis examined the relationships between submerged vegetation data and landscape, environmental, geographic, and temporal variables. Variation partitioning of species abundance data identified a significant spatial structure in the landscape: the landscape elements were found to explain an important part of the variation in the macrophytes assemblage. In addition, the spatial variation stemming from the geographic matrix revealed a strong gradient from the southeast towards the

northeast in the vegetation and environmental variables. The two contrasted macrophyte groups identified by the cluster analysis are positioned on either side of the confluence of the La Guerre River with Lake Saint-François. The community dominated by *Chara* sp. is located south-west (upstream) and the community dominated by *Butomus umbellatus* f. *vallisneriifolius*, *Vallisneria americana*, *Potamogeton richardsonii* et *Myriophyllum* sp. is located north-east (downstream) of the confluence. The same gradient was observed in water pH values, in sediment phosphorus content, and in sediment sand and silt fractions. The degradation of the littoral zone downstream from the La Guerre River, due to inputs of fine particles and nutrients from the surrounding agricultural lands, could be at the origin of the south-west/north-east changes observed in the data. However, water depth north-east of the La Guerre River confluence tends to be greater. Thus mineral and fine particle accumulations in the sediments could be attributed to sedimentation, which is known to occur in Lake Saint-François in deep areas unaffected by wave action.

Key-words: *macrophytes; spatial structure; environmental factors; partial ordination; K-means; communities; landscape elements; Lake Saint-François.*

Liste des sigles

Abréviation	Espèce
AGR	<i>Alisma gramineum</i>
BUM	<i>Butomus umbellatus f. vallisneriifolius</i>
CDE	<i>Ceratophyllum demersum</i>
CSP	<i>Chara sp.</i>
ECA	<i>Elodea canadensis</i>
HDU	<i>Heteranthera dubia</i>
LTR	<i>Lemna trisulca</i>
MSP	<i>Myriophyllum sp.</i>
NFL	<i>Najas flexilis</i>
NSP	<i>Nitella sp.</i>
PFR	<i>Potamogeton friesii</i>
PGR	<i>Potamogeton gramineus</i>
PIL	<i>Potamogeton illinoensis</i>
PNO	<i>Potamogeton nodosus</i>
PRI	<i>Potamogeton richardsonii</i>
RTR	<i>Ranunculus tricophyllus</i>
SAC	<i>Scirpus acutus</i>
SCU	<i>Sagittaria cuneata</i>
SGR	<i>Sagittaria graminea</i>
SPE	<i>Stuckenia pectinata (=Potamogeton pectinatus)</i>
VAM	<i>Vallisneria americana</i>

Remerciements

Je souhaite d'abord remercier mes directeurs de recherche, André Bouchard, professeur titulaire au département de sciences biologiques de l'Université de Montréal et directeur de l'Institut de recherche en biologie végétale, et Martin Jean, biologiste au Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada, pour leur constant enthousiasme face à mon projet ainsi que pour la rigueur et le dynamisme avec lesquelles ils m'ont dirigée tout au long de ma maîtrise.

J'aimerais également remercier l'équipe du Centre Saint-Laurent, en particulier Michel Arseneau, Germain Brault et Claude Lessard pour le travail d'échantillonnage sur le terrain. Merci également à Magella Pelletier, sédimentologue au Centre Saint-Laurent, pour ses conseils pour l'analyse des sédiments, Valérie Champagne (département de géographie, Université de Montréal) pour son aide pour la réalisation des analyses granulométriques et Pierre Legendre, professeur titulaire au département de sciences biologiques de l'Université de Montréal, pour ses conseils pour les analyses statistiques. Finalement, merci à Alain Paquette, de l'Institut de recherche en biologie végétale et Jay Lacey, du département de géographie de l'Université de Montréal, pour des discussions enrichissantes concernant le projet.

Ces travaux ont été supportés par une bourse du Conseil de Recherche en sciences naturelles et génie du Canada, la bourse Jacques Rousseau de l'Institut de recherche en biologie végétale ainsi que par une bourse de rédaction du département de sciences biologiques de l'Université de Montréal à R. Léonard. Le projet a également été

rendu possible grâce à la subvention CRSNG à A. Bouchard, ainsi que par des fonds du Centre Saint-Laurent (Environnement Canada) mis à la disposition de Martin Jean.

1. Introduction

Il est reconnu que la structure, la distribution des espèces et la productivité des communautés végétales aquatiques peuvent être modifiées par différentes variables de l'environnement. La lumière disponible (Duarte *et al.*, 1986; Chambers et Kalff, 1987; Chambers et Prepas, 1988; Middelboe et Markager, 1997), la température de l'eau (Barko *et al.*, 1982; Dale, 1986; Pip, 1989), la vitesse du courant (Chambers *et al.*, 1991; Sand-Jensen, 2003) et les concentrations de phosphore (Bini *et al.*, 1999), azote et carbone inorganique dissous (DIC) sont les facteurs environnementaux les plus souvent cités pour expliquer la productivité des plantes aquatiques (Sand-Jensen, 1989; Carr *et al.*, 1997) et la distribution des espèces. Les sédiments, leur texture, leur contenu en matière organique et leur concentration en éléments nutritifs affectent également la croissance et la composition des communautés macrophytiques (Barko et Smart, 1986; Barko *et al.*, 1991). Il a été démontré que la végétation aquatique enracinée obtient la majorité du phosphore et de l'azote par les racines dans les sédiments (Carignan et Kalff, 1980; Chambers *et al.*, 1989). Cependant, d'autres éléments essentiels à la croissance des plantes, comme le calcium (Ca), le potassium (K) et le magnésium (Mg), sont absorbés à partir de l'eau libre (Barko *et al.*, 1991). De nombreuses études ont également souligné l'importance de l'exposition des plantes au vent et aux vagues (Duarte et Kalff, 1988; Duarte et Kalff, 1990; Strand et Weisner, 1996; Hudon *et al.*, 2000), de la profondeur de l'eau (Duarte et Kalff, 1988; Duarte et Kalff, 1990; Lehmann *et al.*, 1997) et de la pente du littoral (Duarte et Kalff, 1986; Duarte et Kalff, 1988; Rea *et al.*, 1998) sur la distribution et la productivité des macrophytes aquatiques. De plus, les résultats d'une étude de

Vestergaard et Sand-Jensen (2000) ont identifié le pH comme principal déterminant de la composition en espèces des herbiers submergés dans les lacs danois. Le pH modifie les proportions des différentes formes de carbone inorganique dissous disponibles dans l'eau pour la photosynthèse (Wetzel, 2001).

La gestion des macrophytes dans un contexte de perturbations anthropiques et la nécessité de bien comprendre les interactions entre de multiples facteurs environnementaux ont fait croître le nombre d'études sur les plantes aquatiques faisant appel à l'écologie du paysage. L'analyse de la structure du paysage implique la compréhension de la dimension spatiale des écosystèmes. Les travaux en écologie du paysage, qui ont débuté sur la terre ferme (Robbins et Bell, 1994), ont aujourd'hui démontré l'existence d'interactions paysage/eau douce qui se transforment à travers les différentes échelles d'analyse (Poizat et Pont, 1996; Allan *et al.*, 1997; Townsend *et al.*, 1997; Richards *et al.*, 1996; Richards *et al.*, 1997; Wiley *et al.*, 1997). Il a été suggéré que la réponse des macrophytes aux conditions environnementales change avec l'unité d'analyse (Duarte et Kalff, 1990). Farmer et Adams (1989) ont d'ailleurs souligné l'importance d'identifier l'échelle d'analyse dans l'étude des macrophytes aquatiques pour pouvoir obtenir les réponses adéquates à nos questions et adopter des stratégies efficaces en aménagement. Ludovisi *et al.* (2004) ont analysé les relations entre les caractéristiques environnementales à l'échelle systémique des lacs et les changements de composition et de richesse en espèces dans les communautés macrophytiques. Également à l'échelle du paysage, Aznar *et al.* (2003) ont utilisé la densité spatiale et la connectivité du réseau hydrologique (canaux et fossés) en tant

qu'indicateurs du paysage liés aux pressions anthropiques pour analyser les communautés macrophytiques des marais de la Camargue, dans le sud de la France.

La dimension spatiale dans les écosystèmes fait également intervenir la notion d'hétérogénéité. L'hétérogénéité spatiale dans l'environnement physique génère une diversité dans les communautés et dans les processus biologiques et écologiques pouvant être observés à différents points dans l'espace (Legendre et Fortin, 1989). Les patrons spatiaux peuvent être observés sous forme d'agrégats ou sous forme de gradients (Legendre et Legendre, 1998). L'agrégation marquée des bosquets de macrophytes submergées a été observée depuis longtemps (Forel, 1904 *In* : Anderson et Kalff, 1986; Lehmann *et al.*, 1997). Les environnements riverains sont souvent très hétérogènes par exemple pour ce qui est de la vitesse du courant, de la profondeur et de la texture et fertilité des sédiments (French et Chambers, 1996). Lehmann *et al.* (1997) ont analysé l'hétérogénéité spatiale des populations de plantes aquatiques le long de gradients de profondeur, de texture et de richesse des sédiments du lac Geneva, en Suisse. Leurs résultats soulignent l'importance des différentes stratégies des espèces associées à des milieux perturbés ou à des stress limitant la photosynthèse. Une étude récente de Mackay *et al.* (2003) sur la distribution et l'abondance des macrophytes submergées d'une rivière australienne dans un contexte d'hétérogénéité environnementale a identifié une variation spatiale prononcée dans les variables environnementales structurant les assemblages macrophytiques. Les chercheurs ont trouvé une forte corrélation entre certains paramètres montrant une variation à micro-échelle, par exemple la qualité de l'eau et la vitesse du courant, et

des variables caractérisées à macro-échelle, comme la taille du bassin-versant et l'altitude du site.

Différentes méthodes statistiques permettent d'analyser les patrons spatiaux dans les données en écologie. Les techniques basées sur l'analyse canonique partielle (analyse canonique de correspondance, analyse de redondance) permettent de fractionner la variation dans un jeu de données (Borcard *et al.*, 1992; Borcard et Legendre, 1994). Il est ainsi possible de contrôler l'effet connu d'une variable explicative (Legendre et Legendre, 1998). Par exemple, Roman *et al.* (2001) ont contrôlé l'effet du gradient de profondeur (traitée en covariable) pour mettre l'accent sur le gradient trophique réunissant différentes caractéristiques des sédiments influençant la composition floristique de la végétation macrophytique d'étangs du Massachusetts. La partition de la variance permet également d'isoler l'arrangement spatial des données ou l'arrangement dans le temps et identifier les effets partagés entre les jeux de variables. De plus, le fractionnement de la variation peut être réalisé à partir de plus de deux matrices (Pinel-Alloul *et al.*, 1995; Qinghong et Bråkenhielm, 1995; Anderson et Gribble, 1998; Cushman et McGarigal, 2002); il est ainsi possible de quantifier le degré par lequel la variation peut être expliquée par le chevauchement de plusieurs matrices et de tester la signification des relations entre les matrices de variables par des méthodes de permutations (Anderson et Gribble, 1998).

Cette étude a pour objectif d'estimer l'importance relative des facteurs environnementaux (dont les effets sur la croissance et la distribution des plantes

aquatiques sont reconnus) et des éléments du paysage dans la composition des herbiers macrophytiques du lac Saint-François, lac fluvial du Saint-Laurent. À partir d'une perspective d'écologie du paysage, la visée initiale du projet a été d'intégrer des concepts spatiaux à l'analyse d'un système aquatique, les herbiers macrophytiques, pour mieux comprendre leur structure. Les questions de départ ont été les suivantes :

- Existe-t-il d'autres facteurs que ceux reliés au micro-habitat qui influencent les herbiers aquatiques?
- Peut-on détecter une organisation spatiale faisant appel aux éléments du paysage dans les communautés aquatiques ?

2. Site d'étude

Le site d'étude couvre une section d'environ 20 km de la rive sud du lac Saint-François, dans la région de la municipalité de Saint-Anicet (figure 1). Le lac Saint-François est le premier élargissement naturel du Saint-Laurent et s'étend entre les villes de Cornwall, Ontario (45°01'N, 74°45'E), et Salaberry-de-Valleyfield, Québec (45°15'N, 74°08'E). Il est délimité plus précisément par le barrage hydroélectrique Moses Saunders en amont et par celui de Beauharnois en aval. Le lac a une longueur de 50 km, une largeur maximum de 8 km, une profondeur moyenne de 5,1 m (Lorrain *et al.*, 1993), une superficie de 254 km² et un volume de 1,45 km³ (Morin *et al.*, 2000a).

La décharge moyenne à Cornwall est de 7500 m³/s, constituée essentiellement des eaux du lac Ontario (Morin et Leclerc, 1998; Morin *et al.*, 2000a). Le lac se divise en une partie deltaïque en amont comprenant plusieurs chenaux bordant de nombreuses îles et, en aval, une partie fluvio-lacustre formée par un élargissement du fleuve (Fortin *et al.*, 1994). Les courants sont forts dans le chenal principal, entre 0,2 et 1,5 m/s, expliquant l'absence de stratification thermique dans le lac (Morin et Leclerc, 1998; Morin *et al.*, 2000a). Dans la zone d'étude, à proximité des berges, les courants sont généralement plus faibles, soit de 0 à 0,2 m/s, tel que mesuré en 2002 et 2003. Des études démontrent également que le temps de rétention des eaux du lac, de 36-48 heures dans les canaux de navigation, peut atteindre douze jours dans les zones latérales (Fortin *et al.*, 1994; Carignan *et al.*, 1994; Lepage *et al.*, 2000).

Le sable est un constituant majeur (>30%) des sédiments sur environ 75 % de la superficie du lac Saint-François, malgré la texture fine des sédiments dans certains secteurs (Lorrain *et al.*, 1993). Les zones localisées en bordure du lac et dans les chenaux sont caractérisées par une absence d'argile et de limon, correspondant à des milieux de fortes énergies dues aux vagues (littoral) ou aux courants (chenaux) (Lorrain *et al.*, 1993; Morin *et al.*, 1994). Les fractions plus fines sont trouvées dans des bassins de sédimentation de chaque côté du chenal principal (Lepage *et al.*, 2000).

Les eaux du lac Saint-François, qui s'écoulent des Grands Lacs, sont des eaux "vertes", claires (jusqu'à 10m Secchi), faibles en phosphore total (0,014 mg/L), fortement minéralisées ($305 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) et portant une très faible charge de matières en suspension (2,2 mg/L) comparativement aux autres grands fleuves du monde (Rondeau, 1993; Lepage, 1997; Hudon *et al.*, 2000). De plus, selon l'étude de Lepage *et al.* (2000), une contribution importante des matières en suspension sur la rive sud du lac provient de la remise en suspension des sédiments superficiels dans les zones peu profondes ainsi que des tributaires locaux, contrairement aux apports liquides provenant à plus de 98 % de la partie en amont du fleuve. Cette charge sédimentaire peut s'expliquer par la densité démographique et l'industrialisation importantes des bassins des tributaires de la rive sud du lac (Frenette *et al.*, 1989). Ceux-ci comprennent les rivières Grass, Raquette, Saint-Régis, Aux Saumons et La Guerre. Les rivières Raisin et Beaudette, sur la rive nord, portent une charge sédimentaire beaucoup moindre étant donné la présence de la rivière des Outaouais qui draine plus à l'est, dans le lac Saint-Louis et en aval de Montréal, la plus grande partie des eaux

(Frenette *et al.*, 1989). La région d'étude se situe de chaque côté de la rivière La Guerre dont le bassin-versant est de 83 km² (Sylvestre, 1989). Il existe présentement une controverse concernant l'utilisation d'une station de pompage d'une capacité de 150 000 gal US/min (9m³/s) à l'embouchure de la rivière pour drainer les terres inondables utilisées pour l'agriculture (Bouchard, 2003). Le débit annuel moyen de la rivière La Guerre est normalement de 1,4 m³/s.

Le lac Saint-François est situé dans les basses-terres du St-Laurent, un paysage plat de dépôts argileux entrecoupés de structures morainiques (Hudon, 1997). Le climat y est chaud en été et doux en hiver, caractérisant la région écoclimatique tempérée froide moyenne humide du Canada (Groupe de travail sur les Écorégions, 1989). Les rives du lac abritent de vastes herbiers aquatiques, marais, prairies humides et marécages. Les herbiers submergés représentent plus de 75% des milieux humides du lac (Armellin *et al.*, 1994) et sont généralement dominés par *Vallisneria americana*, *Stuckenia pectinata* (= *Potamogeton pectinatus*), *Najas flexilis*, *Myriophyllum spicatum*, *Alisma gramineum*, *Potamogeton richardsonii*, *Butomus umbellatus f. vallisneriifolius*, *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum*, *Lemna trisulca*, *Lemna minor*, *Heteranthera dubia*, *Chara* sp. et *Nitella* sp. (Owen et Wile, 1975; Demers, 1983; Morin *et al.*, 2000b).

Depuis le milieu du 19^e siècle, le paysage du lac a été profondément modifié par la construction de barrages, d'ouvrages de régularisation, d'écluses et par des travaux de dragage pour la navigation commerciale et la production d'hydroélectricité (Fortin *et*

al., 1994; Morin et Leclerc, 1998). La régularisation des eaux a eu pour effet de transformer le lac en un plan d'eau stable, avec une variation annuelle des niveaux d'eau d'environ 15 cm, sans les fluctuations naturelles importantes lors de la crue et de l'étiage qui étaient à l'origine de 1,2 m (Morin *et al.*, 2000a). Des simulations numériques démontrent que le niveau de l'eau du lac pouvait monter de 28 cm par rapport au niveau actuel de 46,45 m lors de débits forts caractérisant le printemps (juin) et pouvait descendre 92 cm plus bas lors de débits faibles en hiver (février) (Morin et Leclerc, 1998; Morin *et al.*, 2000a). De plus, depuis le milieu du 20^e siècle, les milieux humides du lac Saint-François ont été soumis au développement urbain, agricole et récréatif (Jean et Bouchard, 1991; Bouchard et Domon, 1997). Dans le bassin de la rivière La Guerre, des tourbières (les *Small* et *Large Tea Field* illustrées à la figure 2) ont également été transformées pour l'exploitation agricole (Bouchard et Jean, 2001).

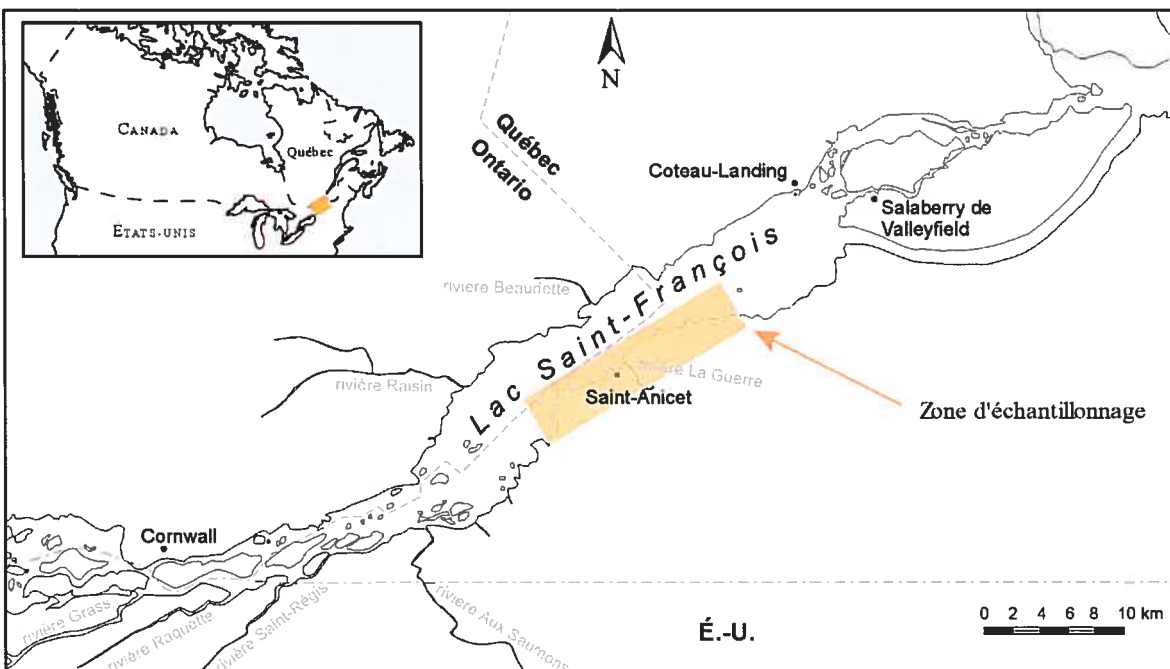


Figure 1. Zone d'échantillonnage.

3. Matériel et méthodes

3.1. Échantillonnage et compilation des données

Deux campagnes d'échantillonnage ont été effectuées de la première semaine de juillet à la mi-septembre des étés 2002 et 2003. Les sites d'échantillonnage ont d'abord été sélectionnés à partir d'une carte géographique pour bien représenter la variation dans la structure du paysage: 24 transects de 225 m, perpendiculaires à la rive, ont été positionnés sur 12 pointes (ou rives convexes) et dans 12 baies (ou rives concaves). Le point de départ de chaque transect (à l'extrémité d'une pointe ou dans le fond d'une baie) a ensuite été déterminé sur le terrain de façon la plus représentative possible. Environ 10 quadrats de 5m X 5m ont été échantillonnés de façon systématique le long de chaque transect, un quadrat à tous les 25 m en partant de la rive, pour un total de 233 quadrats (figure 2).

Dans chaque quadrat, le recouvrement de chaque espèce végétale submergée a été estimé visuellement sous l'eau. L'échantillonnage sous l'eau (par opposition à l'échantillonnage à partir d'un bateau à l'aide d'un râteau) permet un meilleur inventaire floristique, en particulier pour les espèces de petite taille, susceptibles de ne pas être incluses par râtelage (Capers, 2000). Les recouvrements ont été regroupés en 8 classes (1 : [$<1\%$]; 2 : [$1, <5\%$]; 3 : [$5, <10\%$]; 4 : [$10, <20\%$]; 5 : [$20, <30\%$]; 6 : [$30, <50\%$]; 7 : [$50, <75\%$] et 8 : [$75, 100\%$]). L'identification et la nomenclature des espèces ont été effectuées selon Fassett (1960) pour les *Characeae* et selon Crow et Hellquist (2000a et b) pour les plantes vasculaires. Les travaux de

Hellquist et Crow (1980) et Faubert (2000) ont également été utilisés pour l'identification des *Potamogetonaceae*.

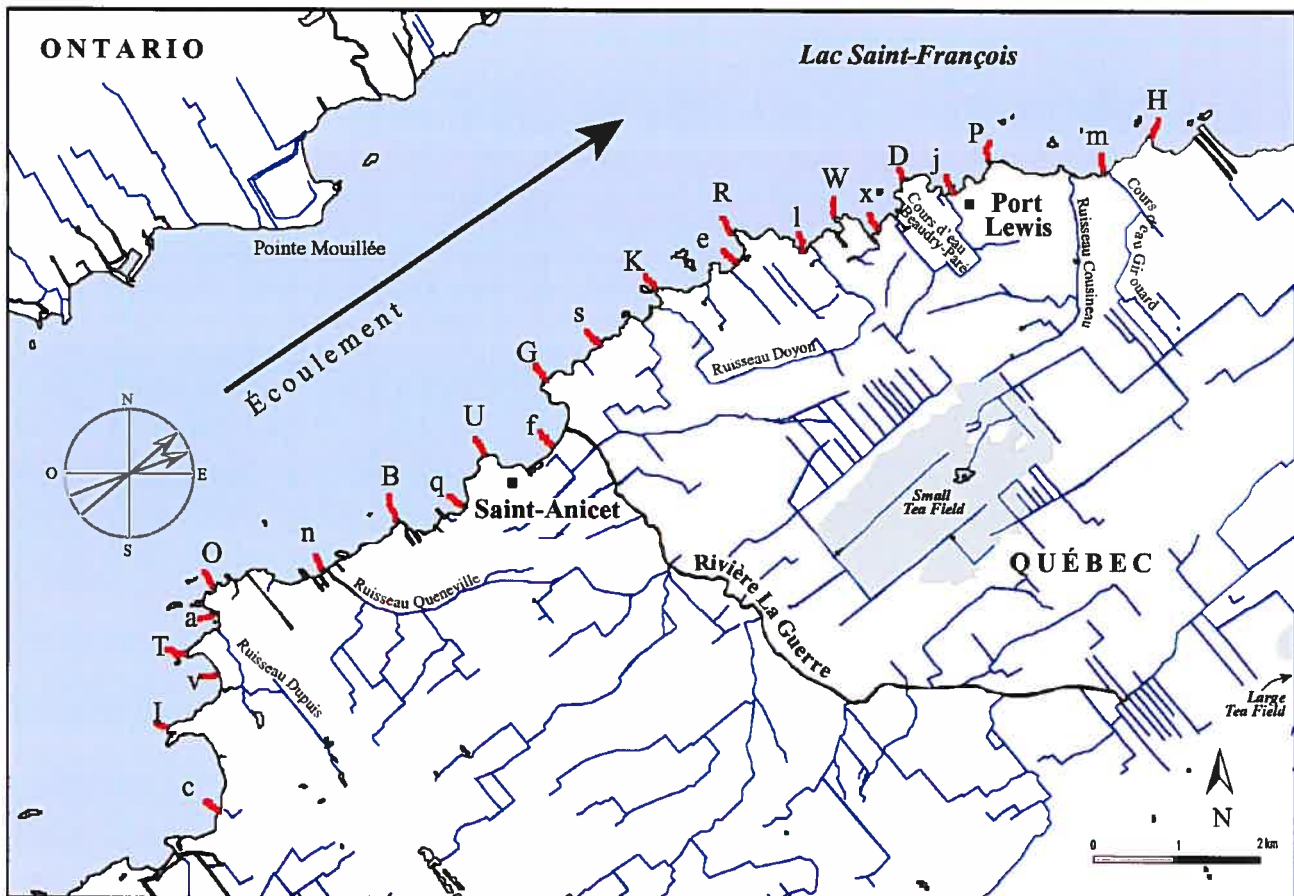
Deux jeux de données ont été créés : le jeu de données A, dont les variables ont été mesurées dans tous les quadrats échantillonnés, c'est-à-dire environ 10 quadrats par transect, et le jeu de données B, dont les variables ont été mesurées dans 4 quadrats par transect. Le jeu de données A inclut la vitesse moyenne du courant mesurée pendant environ 20s à une profondeur équivalente à 60% de la hauteur de la colonne d'eau (courantomètre électromagnétique de Marsh-McBirney, modèle Flo-Mate 2000), la température, le pH et la conductivité de l'eau (multi-sonde YSI modèle 63). Des mesures exploratoires de transparence de l'eau (disque de Secchi) ont confirmé la très grande clarté des eaux du lac Saint-François: la visibilité atteignait toujours la profondeur totale (jusqu'à plus de 5m). La quantité de lumière disponible a donc été considérée liée à la profondeur, qui a été mesurée à l'aide d'une règle graduée. L'angle de la pente de chaque site a été calculé par trigonométrie à partir des valeurs de profondeur mesurées sur le terrain à chaque quadrat et le pourcentage de pierrosité a été estimé visuellement.

Le jeu de données B a été créé à partir d'un sous-échantillonnage de sédiments de surface réalisé en octobre 2003. Quatre échantillons par transect ont été récoltés dans les 10 premiers cm de substrat. La profondeur d'échantillonnage correspond à la zone d'enracinement des plantes observée sur le terrain. Schneider et Melzer (2004) ont montré qu'en eau courante, un échantillon de substrat par bosquet de plantes

aquatiques était suffisant pour caractériser les concentrations en éléments nutritifs pour la saison de croissance en entier. Les échantillons ont d'abord été séchés à l'air libre et tamisés (2 mm). Une analyse granulométrique par hydrométrie a ensuite été réalisée pour chaque échantillon (voir protocole en annexe 1). Après l'analyse du pH et de la capacité d'échange cationique (CEC) des 95 échantillons, leur contenu en éléments nutritifs biodisponibles (P, K, Mg et Ca) a été mesuré par spectrophotométrie d'émission atomique au plasma d'argon (spectrophotomètre Perkin Elmer Optima 4300 DV) après extraction par la méthode Mehlich III (Mehlich, 1984). Une analyse du contenu en matière organique a été réalisée par incinération (perte au feu) à 375 °C ainsi qu'une analyse du contenu en azote total par combustion (LECO CNS 2000).

En plus de la matrice environnementale construite à échelle fine¹ (échantillonnage à chaque quadrat), une matrice a été créée à échelle plus large à partir d'informations liées à la structure du paysage dans la zone d'étude. Ces informations, recueillies pour chaque transect, ont été compilées à partir de cartes topographiques numériques 1: 20 000. Une variable indique d'abord si le transect a été échantillonné dans une baie ou sur une pointe (1=baie, 0=pointe). La morphologie des pointes et baies a ensuite été caractérisée par la largeur, la longueur et le ratio entre la largeur et la longueur de la forme. Étant donné qu'une multitude de divisions hiérarchiques successives en baies et pointes peuvent se faire, les structures de moins de 700m de

¹ En écologie, on utilise les expressions "*échelle large*" pour désigner une grande surface ou "*échelle fine*" pour désigner une petite surface alors que les géographes parlent de grande ou petite échelle d'une carte dans le sens opposé (Legendre et Borcard, 2003).



Transects échantillonnés*:

a : Baie	m : Baie
B : Pointe Saucier	n : Baie
c : Baie de Perron	O : Pointe Dupuis
D : Pointe Saint-Louis	P : Pointe McKillop
e : Baie des As	q : Baie
f : Baie de Saint-Anicet	R : Pointe de Coigne
G : Pointe Castagnier	s : Baie
H : Pointe Leduc	T : Pointe de l'île Dupuis
I : Pointe Sylvestre	U : Pointe de Saint-Anicet
j : Baie de Port-Lewis	v : Baie
K : Pointe Doyon	W : Pointe Génier
l : Baie	x : Baie de l'île de Vassal

* Les lettres minuscules représentent des baies;
les lettres majuscules représentent des points

Figure 2. Répartition des points d'échantillonnage. 24 transects échantillonnés (de A à X) sur 12 points et 12 baies. Le sens de l'écoulement de l'eau, la rosette des vents dominants et les tourbières *Small Tea Field* et *Large Tea Field* sont représentés.

largeur n'ont pas été considérées. Les dimensions ont été mesurées ($\pm 10\text{m}$) en reliant les points les plus éloignés dans les baies aux points situés à l'extrémité des pointes. Ainsi, la largeur d'une baie a été définie comme la distance entre les extrémités des deux pointes qui l'enserrent; la longueur (ou profondeur) est la hauteur du triangle formé par les points aux extrémités des deux pointes et le point dans la baie. Par exemple, la baie de Perron (transect C) a une largeur de 1265m et une longueur de 401m (figure 2). La largeur d'une pointe a été déterminée de la même manière, c'est-à-dire en mesurant la distance entre les points au fond des deux baies de chaque côté de la pointe; la longueur est la hauteur du triangle formé par les points au fond des deux baies et le point au bout de la pointe. Par exemple, la pointe de Coigne (pointe R) a une largeur de 711m et une longueur de 257m (figure 2). Chaque transect a également été caractérisé selon son exposition aux vents dominants. 4 418 observations horaires de la vitesse des vents et de leur orientation, enregistrées pendant les mois de juillet, août et septembre 2002 et 2003 à la station météorologique de Saint-Anicet (station n° 7026836, $45^{\circ} 08' \text{ N} / 74^{\circ} 21' \text{ O}$, Environnement-Canada), ont été analysées pour identifier les vents dominants pendant les deux étés d'échantillonnage. La figure 3 (a) montre la fréquence des différentes orientations des vents, de 1° à 360° (excluant l'absence de vent, c'est-à-dire 0 km/h). Une dominance des vents entre 230° et 250° s'observe, ce qui équivaut à des vents du sud-ouest à ouest. Les figures 3 (b) et 3 (c) illustrent la fréquence des différentes orientations des vents de plus de 10 km/h et de plus de 20 km/h respectivement. Les vents forts fréquents proviennent des mêmes azimuts observés à la figure 3 (a), soit entre 230° et 250° . Après avoir déterminé l'éventail des azimuts

exposant les quadrats pour chaque transect, les fréquences (en nombre d'heures) par azimut (en tranche de 10°) ont pu être utilisées pour calculer le nombre d'heures d'exposition aux vents (totaux, de plus de 10 km/h et de plus de 20 km/h) et construire des classes d'exposition aux vents dominants (1= non-exposé, 2= faiblement exposé, 3=moyennement exposé et 4= très exposé). Le fetch, ou la distance au-dessus d'une étendue d'eau sur laquelle le vent peut agir et former des vagues, a ensuite été calculé (selon Håkanson, 1981) pour chaque transect à partir de la médiane des vents dominants, soit 340° (voir détails en annexe 2). La présence d'îles peut modifier les patrons de circulation de l'eau. Une variable décrivant la présence d'îles à proximité du transect a été créée (1=pas d'île; 2=îles peu nombreuses et/ou petites; 3=îles nombreuses et/ou grandes). Les îles situées à l'intérieur d'un rayon de 800m (distance moyenne entre les transects) entre les azimuts sud et nord à partir de chaque transect ont été considérées. Pour caractériser l'hydrologie dans le paysage, deux variables ont été utilisées: la première indique la distance de chaque transect au cours d'eau en amont le plus proche (distance calculée le long d'un gradient sud-ouest/nord-est reliant chaque premier quadrat de chaque transect) et la deuxième précise l'ordre de ce cours d'eau. L'ordre est une classification qui reflète la ramification du cours d'eau et la hiérarchie du réseau hydrographique. La classification de Horton-Strahler se base sur les règles suivantes : le cours d'eau dépourvu de tributaires est d'ordre un; le cours d'eau formé par la confluence de deux cours d'eau d'ordres différents prend l'ordre du plus élevé des deux; le cours d'eau formé par la confluence de deux cours d'eau du même ordre est augmenté de un (voir schéma en annexe 3). Le numéro d'ordre croît ainsi (ordre 2, 3,

4, etc.) avec le nombre de tributaires et leur hiérarchie dans le réseau hydrographique (Strahler, 1957). Par exemple, le ruisseau Queneville (figure 2) est d'ordre 3.

Une matrice de la position géographique des sites a été construite pour pouvoir identifier l'effet spatial purement géographique dans la matrice de végétation. Il a été choisi d'utiliser un gradient sud-ouest/nord-est pour caractériser la position des sites par rapport à l'écoulement des eaux du fleuve Saint-Laurent. Ce gradient, précédemment utilisé pour calculer la distance au cours d'eau en amont le plus proche, cumule les distances entre les premiers quadrats positionnés à 0m de la rive de chaque transect. La position par rapport à la rive a également été incluse (0m, 25m, ..., 225m). Les deux variables géographiques ont ensuite été exprimées en utilisant les termes de fonctions polynomiales jusqu'au neuvième degré (x, \dots, x^9 et y, \dots, y^9) calculées à partir des variables centrées (Legendre et Legendre, 1998).

Une matrice temporelle a finalement été construite en définissant deux variables. Une première détermine si le quadrat a été échantillonné en juillet, août ou septembre. Une deuxième variable discrimine les quadrats échantillonnés en 2002 de ceux échantillonnés en 2003.

Le tableau 1 réunit les différentes variables faisant partie des quatre matrices utilisées : environnement, paysage, position géographique et temps.

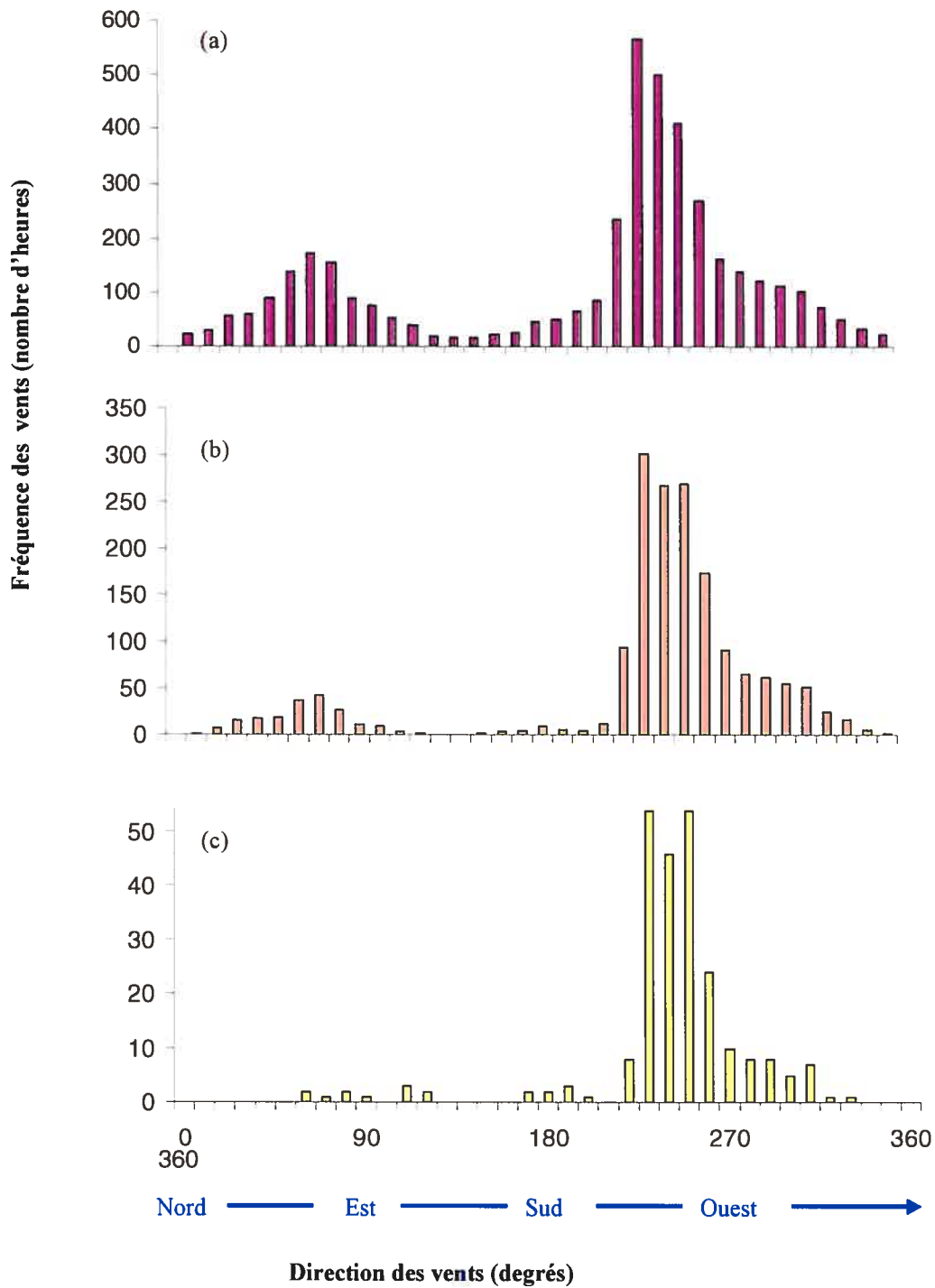


Figure 3. Fréquence des vents à Saint-Anicet. Fréquence (en nombre d'heures) des différentes directions des vents compilées en juillet, août et septembre des étés 2002 et 2003 à la station météorologique de Saint-Anicet (station n° 7026836, 45° 08' N/ 74° 21' O, Environnement-Canada). (a) toutes vitesses confondues; (b) vents de 10 km/h et plus; (c) vents de 20 km/h et plus.

Matrice	Échelle d'échantillonnage	Type de variables	Nom de la variable
Environnement	chaque quadrat	Topographie (sous l'eau)	Profondeur Pente
		Qualité de l'eau	pH Température Conductivité
		Courant Substrat	Vitesse du courant Pierrosité Granulométrie ^B pH ^B CEC ^B Contenu en éléments nutritifs ^B Matière organique ^B
Paysage	chaque transect	Hydrographie	Distance au cours d'eau le plus proche en amont Ordre du cours d'eau le plus proche en amont
		Morphométrie	Baie ou pointe Longueur Largeur Ratio longueur/largeur
		Orientation par rapport aux vents dominants	Exposition aux vents dominants Fetch
Position géographique	chaque transect (x)		Position le long de la rive du sud-ouest au nord-est (x)
	chaque quadrat (y)		Position par rapport à la rive (y)
Temps	chaque quadrat		Saison Année

^B donnée disponible seulement pour le jeu de données B (95 quadrats échantillonnés).

Tableau 1. Variables (des matrices de l'environnement, du paysage, de la position géographique ou du temps) échantillonnées ou compilées.

3.2. Traitement des données (analyses multivariées)

Un modèle a été développé pour étudier la distribution des espèces de plantes aquatiques dans la région d'étude (figure 4). Les différentes matrices regroupent les données de recouvrement de la végétation submergée, les variables du paysage, les variables environnementales, les variables géographiques et les variables temporelles.

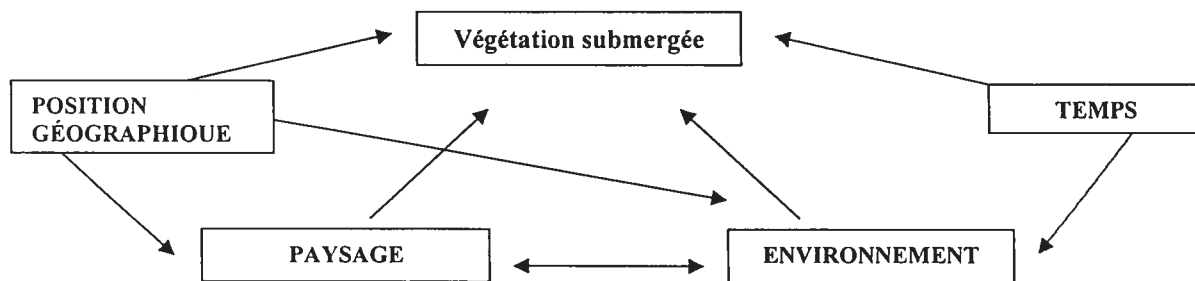


Figure 4. Modèle des relations possibles entre les différents jeux de variables à l'étude.

Une transformation des données a d'abord été appliquée (Legendre et Gallagher, 2001), convertissant la matrice d'abondance d'espèces pour que la distance euclidienne entre les sites de la matrice transformée soit égale à la distance de Hellinger. Le recours à une transformation des données d'abondance d'espèces permet de conserver la distance euclidienne tout en traitant le problème des doubles-zéros. Ainsi, l'influence des espèces peu communes n'est pas surestimée. La distance de Hellinger fait partie des mesures recommandées pour les groupements ou les ordinations de données d'abondance d'espèces. Elle offre le meilleur compromis entre la linéarité et la résolution (Legendre et Legendre, 1998). La matrice a été transformée à l'aide d'un logiciel de transformation des données développé par Legendre (1999a).

La matrice transformée a ensuite permis de construire un groupement non hiérarchique K-means. Cette méthode permet de produire "k" groupes, le nombre de groupes étant fixé par l'utilisateur. Le K-means cherche à minimiser l'erreur-somme des carrés E^2_K , qui est égale à la somme des carrés des distances des points au centroïde de leur groupe respectif (Legendre et Legendre, 1998). 250 configurations aléatoires de départ ont été utilisées. La C-H pseudo-statistique F a été calculée pour déterminer la meilleure partition en K groupes. Le K-means a été réalisé à l'aide du module *K-means partitioning program* disponible dans le logiciel R, version 4 (Legendre, 1999b). Les espèces indicatrices de chaque groupe ont ensuite été identifiées à l'aide de l'indice de valeur indicatrice *IndVal* basé sur des comparaisons entre l'abondance et la fréquence d'une espèce dans un groupe donné (Dufrêne et Legendre, 1997). Les groupes ainsi définis ont été représentés sur une carte géographique à l'aide du logiciel SIG ArcView, version 3.2 (ESRI, 1999).

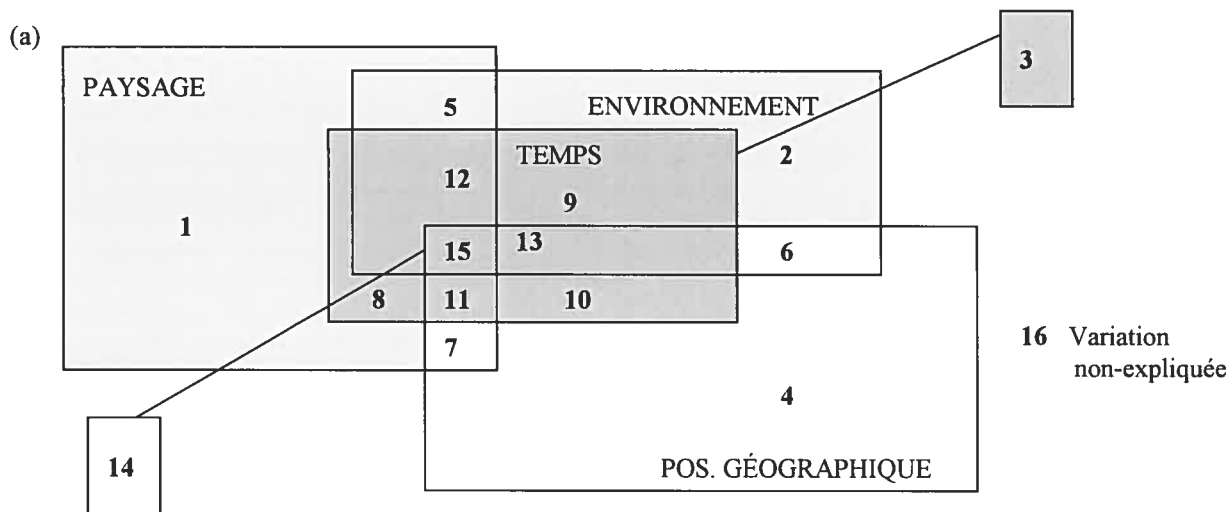
La variation liée aux matrices du paysage, de l'environnement, de la position géographique et du temps a été analysée par analyse de redondance partielle (ARP) telle que présentée par Borcard *et al.* (1992) et appliquée par Borcard et Legendre (1994), Pinel-Alloul *et al.* (1995), Qinghong et Bråkenhielm (1995) et Anderson et Gribble (1998). L'ordination partielle est une façon d'estimer la fraction de la variation de la variable réponse attribuable exclusivement à un ensemble de facteurs, une fois que l'effet des autres facteurs est contrôlé. Cela consiste ici à fractionner la variation de la matrice de végétation entre les quatre matrices explicatives environnementale, paysagère, temporelle et géographique. La décomposition de la

variation se fait à partir de différentes analyses de redondance (AR) qui, à l'aide de covariables, permettent d'associer une fraction de la variation à une section du modèle illustré à la figure 5.

Le modèle a été analysé en regroupant les différentes fractions en 3 parties (identifiées à la figure 5 à l'aide de trois tons de gris). Une première partie regroupe les fractions issues de l'analyse du paysage et de l'environnement, en contrôlant le temps et la géographie (fractions [1], [2] et [5], en gris pâle à la figure 5). Cette portion de l'analyse a été représentée graphiquement par une ordination pour visualiser et préciser les patrons de distribution des espèces de plantes aquatiques en fonction des variables environnementales et des variables du paysage. Les ARP ont ensuite permis d'analyser la partie de la variation floristique issue de la matrice géographique, en contrôlant le temps (fractions [4], [6], [7] et [14], en blanc à la figure 5). La position (ajustée au modèle canonique) de chaque site sur les axes canoniques a été représentée sur une carte géographique. La troisième partie de la variation réunit toutes les fractions impliquant le temps (fractions [3], [8] à [13] et [15], en gris foncé à la figure 5) et a été représentée par une ordination. Finalement, les ARP, réalisées d'abord sur les 233 quadrats (jeu de données A), ont ensuite été effectuées sur les 95 sous-échantillons (jeu de données B), incluant ainsi les caractéristiques des sédiments (matrice environnementale) dans l'analyse de la végétation submergée.

Les AR ont été réalisées à l'aide du logiciel CANOCO version 4.5 pour environnement Windows (ter Braak et Šmilauer, 2002). Pour chaque jeu de données,

soit les A et B, la procédure de sélection des variables utilisant les tests par permutations de Monte Carlo, disponible dans le programme CANOCO, a été employée pour déterminer les variables significatives à $P \leq 0.10$.



(b)

Fraction	Analyse(s)
[1]	AR partielle de la matrice végétation par le paysage en contrôlant l'effet des matrices environnementale, géographique et temporelle (en covariables)
[2]	AR partielle de la matrice végétation par l'environnement en contrôlant l'effet des matrices paysagère, géographique et temporelle (en covariables)
[3]	AR partielle de la matrice végétation par le temps en contrôlant l'effet des matrices paysagère, géographique et environnementale (en covariables)
[4]	AR partielle de la matrice végétation par la position géographique et l'environnement en contrôlant l'effet des matrices paysagère, environnementale et temporelle (en covariables)
[5]	AR partielle de la matrice végétation par le paysage et l'environnement en contrôlant l'effet des matrices géographique et temporelle (en covariables) . On soustrait ensuite les fractions [1] et [2].
[6]	AR partielle de la matrice végétation par l'environnement et la position géographique en contrôlant l'effet des matrices paysagère et temporelle (en covariable) . On soustrait ensuite les fractions [2] et [4].
[7]	AR partielle de la matrice végétation par le paysage et la position géographique en contrôlant l'effet des matrices environnementale et temporelle (en covariables) . On soustrait ensuite les fractions [1] et [4].
[8]	AR partielle de la matrice végétation par le paysage et le temps en contrôlant l'effet des matrices géographique et environnementale (en covariables) . On soustrait ensuite les fractions [1] et [3].
[9]	AR partielle de la matrice végétation par l'environnement et le temps en contrôlant l'effet des matrices géographique et paysagère (en covariables) . On soustrait ensuite les fractions [2] et [3].
[10]	AR partielle de la matrice végétation par la position géographique et le temps en contrôlant l'effet des matrices environnementale et paysagère (en covariables) . On soustrait ensuite les fractions [3] et [4].
[11]	AR partielle de la matrice végétation par le temps, le paysage et la position géographique en contrôlant l'effet de la matrice environnementale (en covariable) . On soustrait ensuite les fractions [1], [3], [4], [7], [8] et [10].
[12]	AR partielle de la matrice végétation par l'environnement, le temps et le paysage en contrôlant l'effet de la matrice géographique (en covariable) . On soustrait ensuite les fractions [1], [2], [3], [5], [8] et [9].
[13]	AR partielle de la matrice végétation par l'environnement, le temps et la position géographique en contrôlant l'effet de la matrice paysagère (en covariable) . On soustrait ensuite les fractions [2], [3], [4], [6], [9] et [10].
[14]	AR partielle de la matrice végétation par l'environnement, le paysage et la position géographique en contrôlant l'effet de la matrice temporelle (en covariable) . On soustrait ensuite les fractions [1], [2], [4], [5], [6] et [7].
[15]	AR de la matrice végétation contrôlée par les matrices environnementale, paysagère, géographique et temporelle combinées. On soustrait ensuite les fractions [1] à [14].
[16]	On obtient la fraction de la variation non-expliquée par le modèle en soustrayant les fractions [1] à [15] de 1.

Figure 5. Modèle de partition de la variance de la matrice végétation entre les différentes matrices à l'étude (environnementale, paysagère, géographique et temporelle). (a) partition de la variation de la variable réponse (végétation) entre les variables explicatives environnementales, du paysage, géographiques et temporelles. Les trois fractions utilisées pour l'analyse des résultats sont présentées. Gris foncé : temps; gris pâle : paysage et environnement (en contrôlant le temps et géographique); blanc : géographie (en contrôlant le temps); (b) analyses associées à chacune des fractions de la variation.

4. Résultats

Vingt et une espèces de macrophytes ont été identifiées dans les 233 quadrats échantillonnés dans le lac Saint-François. Les plantes ont été observées en talles dispersées ainsi qu'en herbiers denses et continus. Les assemblages étaient dominés par *Vallisneria americana*, *Potamogeton richardsonii*, *Chara* sp. et *Butomus umbellatus f. vallisneriifolius*, présentes dans 89,7 %, 71,2 %, 54,5 % et 45,5 % des quadrats respectivement (tableau 2). On remarque cependant que *P. richardsonii* ne dominait pas les quadrats qu'il occupait (classe médiane : 5-10%) mais se retrouvait plutôt en espèce compagne.

Le tableau 2 montre que *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum* sp. et *Heteranthera dubia* ont souvent été retrouvées dans les quadrats mais avec un recouvrement généralement faible. *Potamogeton gramineus* et *Potamogeton illinoensis* étaient localement abondants. *Ranunculus tricophyllus*, *Scirpus acutus*, *Lemna trisulca*, *Potamogeton nodosus* et *Sagittaria cuneata* sont des espèces peu fréquentes dans les quadrats échantillonnés. Elles ont été observées dans moins de 5% des sites.

4.1. Groupement et carte de végétation

Après 250 départs aléatoires de la méthode de groupement non hiérarchique K-means selon l'abondance des espèces des sites échantillonnés, la C-H pseudo-statistique F a

Espèces	Fréquence d'occurrence dans les quadrats (%)	Classe médiane de recouvrement par quadrat colonisé par l'espèce (%)	Classe maximale de recouvrement (%)
<i>Vallisneria americana</i>	89,7	30-50	75-100
<i>Potamogeton richardsonii</i> *	71,2	5-10	75-100
<i>Chara</i> sp.	54,5	50-75	75-100
<i>Butomus umbellatus</i> f. <i>vallisneriifolius</i>	45,5	30-50	75-100
<i>Najas flexilis</i>	41,2	1-5	75-100
<i>Myriophyllum</i> sp.	41,6	<1	20-30
<i>Potamogeton friesii</i> **	40,3	1-5	75-100
<i>Stuckenia pectinata</i> (= <i>Potamogeton pectinatus</i>)	28,3	1-5	75-100
<i>Heteranthera dubia</i>	25,8	<1	30-50
<i>Alisma gramineum</i>	23,2	1-5	50-75
<i>Nitella</i> sp.	22,3	1-5	75-100
<i>Elodea canadensis</i>	16,3	<1	1-5
<i>Ceratophyllum demersum</i>	14,6	<1	1-5
<i>Potamogeton gramineus</i>	13,3	5-10	75-100
<i>Potamogeton illinoensis</i>	6,9	1-5	75-100
<i>Sagittaria graminea</i>	6,9	1-5	5-10
<i>Ranunculus tricophyllus</i>	3,0	<1	1-5
<i>Scirpus acutus</i>	2,1	1-5	1-5
<i>Lemna trisulca</i>	1,3	<1	1-5
<i>Potamogeton nodosus</i>	0,4	<1	<1
<i>Sagittaria cuneata</i>	0,4	<1	<1

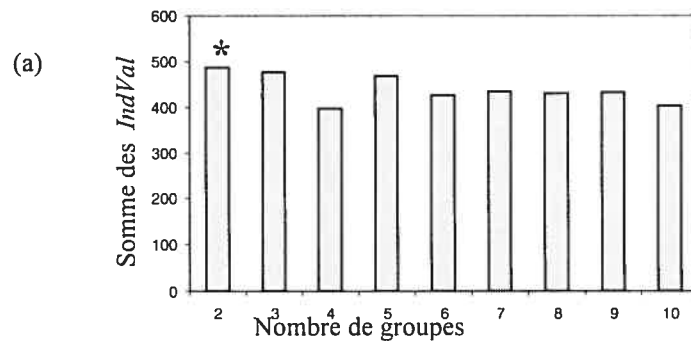
* peut inclure *P. perfoliatus*

** peut inclure *P. zosteriformis*

Tableau 2. Fréquence, classe médiane de recouvrement et classe maximale de recouvrement des espèces macrophytiques observées dans les quadrats échantillonnés du lac Saint-François.

identifié la division en deux communautés comme étant le meilleur niveau de partition, réduisant l'erreur-somme des carrés E^2_K . L'analyse de la somme des valeurs *IndVal* significatives pour chaque niveau de groupement du K-means identifie également la division en deux groupes comme étant la plus significative (Figure 6 a). Selon l'analyse *IndVal* des espèces indicatrices, treize des vingt et une espèces de plantes aquatiques sont des représentantes significatives d'un des deux groupes (Figure 6 b). Le premier groupe défini par le K-means réunit les sites dominés

principalement par *Chara* sp.; le second réunit les sites dominés par *Butomus umbellatus* f. *vallisneriifolius*, *Myriophyllum* sp., *Vallisneria americana* et *Potamogeton richardsonii*. Les positions géographiques des sites et leurs groupes respectifs sont présentés à la figure 7. Des photos de chaque groupe sont également présentées en annexe 4.



(b)

Espèce	Abréviation	Valeur indicatrice (<i>IndVal</i>)	Groupe	P<0.05
<i>Chara</i> sp.	CSP	94,13	1	**
<i>Stuckenia pectinata</i> (= <i>Potamogeton pectinatus</i>)	SPE	26,31	1	**
<i>Nitella</i> sp.	NSP	24,29	1	**
<i>Sagittaria graminea</i>	SGR	14,81	1	**
<i>Potamogeton gramineus</i>	PGR	14,89	1	**
<i>Scirpus acutus</i>	SAC	4,63	1	**
<i>Potamogeton illinoensis</i>	PIL	3,46	1	NS
<i>Lemna trisulca</i>	LTR	1,41	1	NS
<i>Potamogeton nodosus</i>	PNO	0,93	1	NS
<i>Sagittaria cuneata</i>	SCU	0,93	1	NS
<i>Butomus umbellatus</i> f.				
<i>vallisneriifolius</i>	BUM	73,97	2	**
<i>Vallisneria americana</i>	VAM	62,53	2	**
<i>Myriophyllum</i> sp.	MSP	51,75	2	**
<i>Potamogeton richardsonii</i>	PRI	49,49	2	**
<i>Heteranthera dubia</i>	H DU	27,97	2	**
<i>Elodea canadensis</i>	ECA	27,08	2	**
<i>Ceratophyllum demersum</i>	CDE	16,15	2	**
<i>Najas flexilis</i>	NFL	26,79	2	NS
<i>Potamogeton friesii</i>	PFR	22,41	2	NS
<i>Alisma gramineum</i>	AGR	13,03	2	NS
<i>Ranunculus tricophyllus</i>	RTR	2,85	2	NS

Figure 6. Résultats de l'analyse des espèces indicatrices. (a) Somme des valeurs indicatrices *IndVal* de toutes les espèces pour chaque niveau de groupement K-Means; le symbole d'étoile [*] identifie la somme la plus haute (b) Abréviation et valeur indicatrice de chaque espèce pour le deuxième niveau de groupement, avec les probabilités calculées à l'aide d'un test de Monte-Carlo (999 permutations). Le symbole [**] identifie les variables significatives (P<0.05) et [NS] les variables non-significatives.

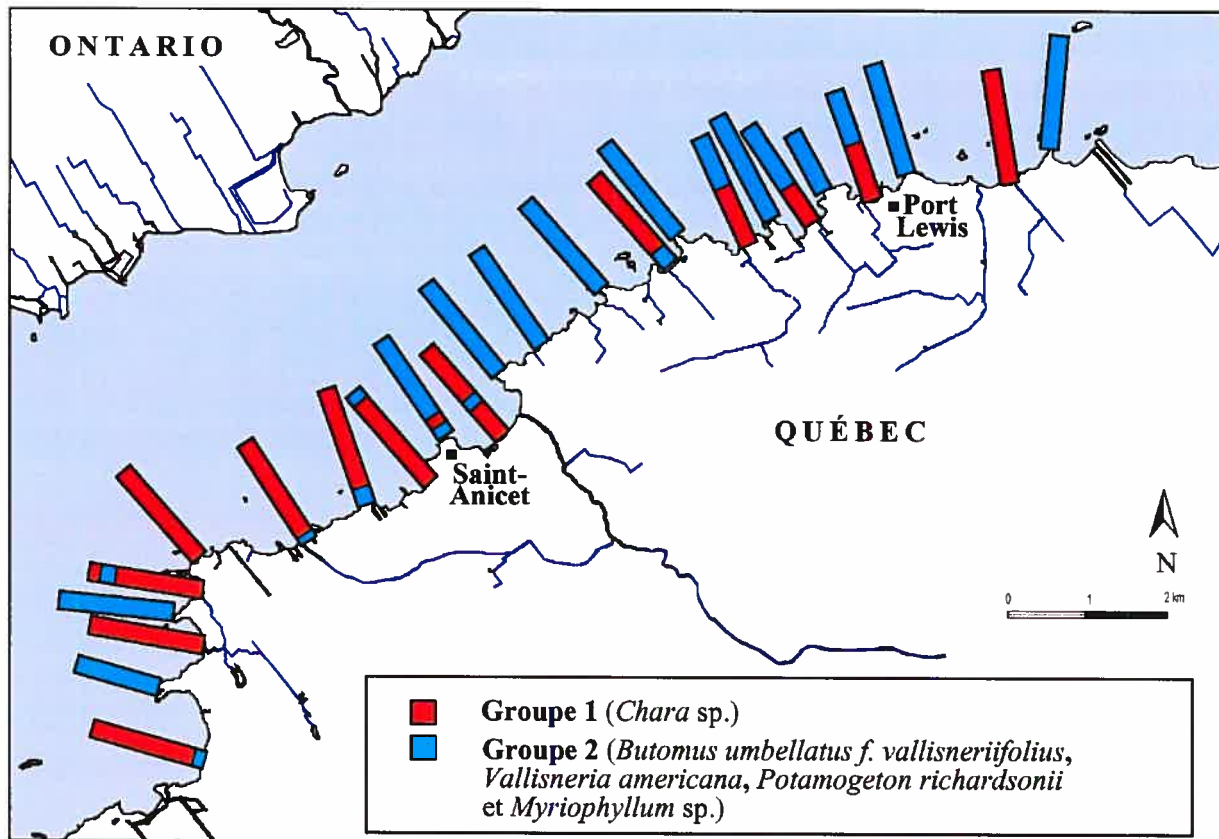


Figure 7. Carte de végétation. Représentation des 233 sites divisés en deux groupes et les principales espèces macrophytiques indicatrices de chaque groupe. Pour améliorer la représentation graphique, les transects d'échantillonnage ne sont pas à l'échelle.

4.2. Analyse de redondance partielle

Le tableau 3 présente les variables explicatives significatives incluses dans le modèle de redondance partielle. Ces variables ont été identifiées après des tests de signification par permutations de Monte Carlo. La conductivité et les différents monômes de y , c'est-à-dire la position par rapport à la rive de chaque quadrat, ne sont pas ressortis significatifs.

55,1 % de la variation totale dans l'assemblage des espèces macrophytiques est expliqué par les éléments du paysage, les variables environnementales, les variables géographiques et les variables temporelles. Le fractionnement de la variation en quatre jeux de données, comme le montre la figure 8, a d'abord permis l'isolement de l'effet temporel (11,3 % au total), constitué de changements saisonniers et annuels dans la distribution des espèces macrophytiques. L'analyse permet ensuite de souligner l'importance de la fraction spatiale géographique restante, 20,2 % (après l'isolement du temps en covariable).

En contrôlant l'effet géographique en plus de l'effet temporel sur la végétation macrophytique, l'analyse de redondance partielle a finalement permis de décomposer la variation expliquée en trois composantes significatives : la composante du paysage, la composante environnementale et la composante représentant l'effet combiné du paysage et de l'environnement. Les deux matrices ont un effet isolé important (7,5% et 6,3%) mais c'est leur chevauchement, c'est-à-dire les variables environnementales

structurées dans le paysage et/ou la variation dans le paysage liée à des variables environnementales, qui explique le plus de variation (9,8%) dans la matrice de végétation.

Les espèces échantillonnées diffèrent grandement quant aux proportions des fractions expliquant leur distribution. Le pourcentage total expliqué par le modèle en entier varie entre 12% et 75%. La figure 9 montre le pourcentage de variation expliqué par les trois différentes composantes de l'analyse de redondance partielle (1: expliquée par l'environnement et le paysage, en contrôlant le temps et la géographie; 2: expliquée par la géographie, en contrôlant le temps; 3: expliquée par le temps) pour chaque espèce. Il est à remarquer que *Butomus umbellatus f. vallisneriifolius* et *Chara* sp. sont les espèces dont la variation est la mieux expliquée par les trois composantes de l'analyse. Ces deux espèces, accompagnées de *Potamogeton richardsonii*, sont également les mieux expliquées par les matrices environnementales et du paysage (en contrôlant l'effet du temps et de la géographie). *Heteranthera dubia* et *Scirpus acutus* sont particulièrement mal représentés par la même fraction de l'analyse partielle. La variation d'*H. dubia* est plutôt expliquée par les variables de la matrice temporelle alors que celle de *S. acutus* s'explique par la matrice géographique (en contrôlant le temps).

Matrice	Variables	Variance expliquée (Effet marginal)	Effet conditionnel	P
Paysage	Baie - pointe	0,15	0,15	0,001
	Exposition aux vents dominants	0,07	0,02	0,001
	Présence d'îles	0,01	0,02	0,002
	Fetch	0,05	0,02	0,001
	Longueur baie/pointe	0,01	0,02	0,001
	Ordre du cours d'eau	0,02	0,01	0,010
	Ratio largeur/longueur	0,01	0,01	0,003
	Largeur baie/pointe	0,01	0,01	0,001
	Distance au cours d'eau	0,01	0,01	0,076
Environnement	Profondeur	0,21	0,21	0,001
	Pente	0,03	0,02	0,001
	Pierrosité	0,03	0,02	0,001
	T° eau	0,02	0,01	0,002
	Courant	0,01	0,01	0,002
	pH	0,01	0,01	0,004
	Conductivité	0,01	0,01	0,127
Géographie	x	0,06	0,06	0,001
	x2	0,02	0,02	0,001
	x3	0,04	0,01	0,009
	x9	0,03	0,04	0,001
	x7	0,03	0,02	0,001
	x4	0,02	0,03	0,001
	x5	0,03	0,02	0,001
	x6	0,02	0,01	0,003
	x8	0,02	0,03	0,001
	y2	0,01	0,01	0,224
	y	0,01	0	0,273
	y3	0,01	0	0,448
	Temps	Juillet	0,07	0,07
Août		0,03	0,02	0,002
Septembre		0,04	---	---
Été 2002 – été 2003		0,02	0,01	0,004

Tableau 3. Variance expliquée par chaque variable des matrices paysagère, environnementale, géographique et temporelle du jeu de données A (233 quadrats). La variance expliquée (effet marginal), l'effet conditionnel et le niveau de signification (P) de chaque variable ont été obtenus par un test par permutations (999 permutations) de Monte Carlo. L'effet conditionnel a été calculé pour chaque matrice de façon indépendante. Les variables en caractères gras sont non-significatives et ont été écartées du modèle d'analyse.

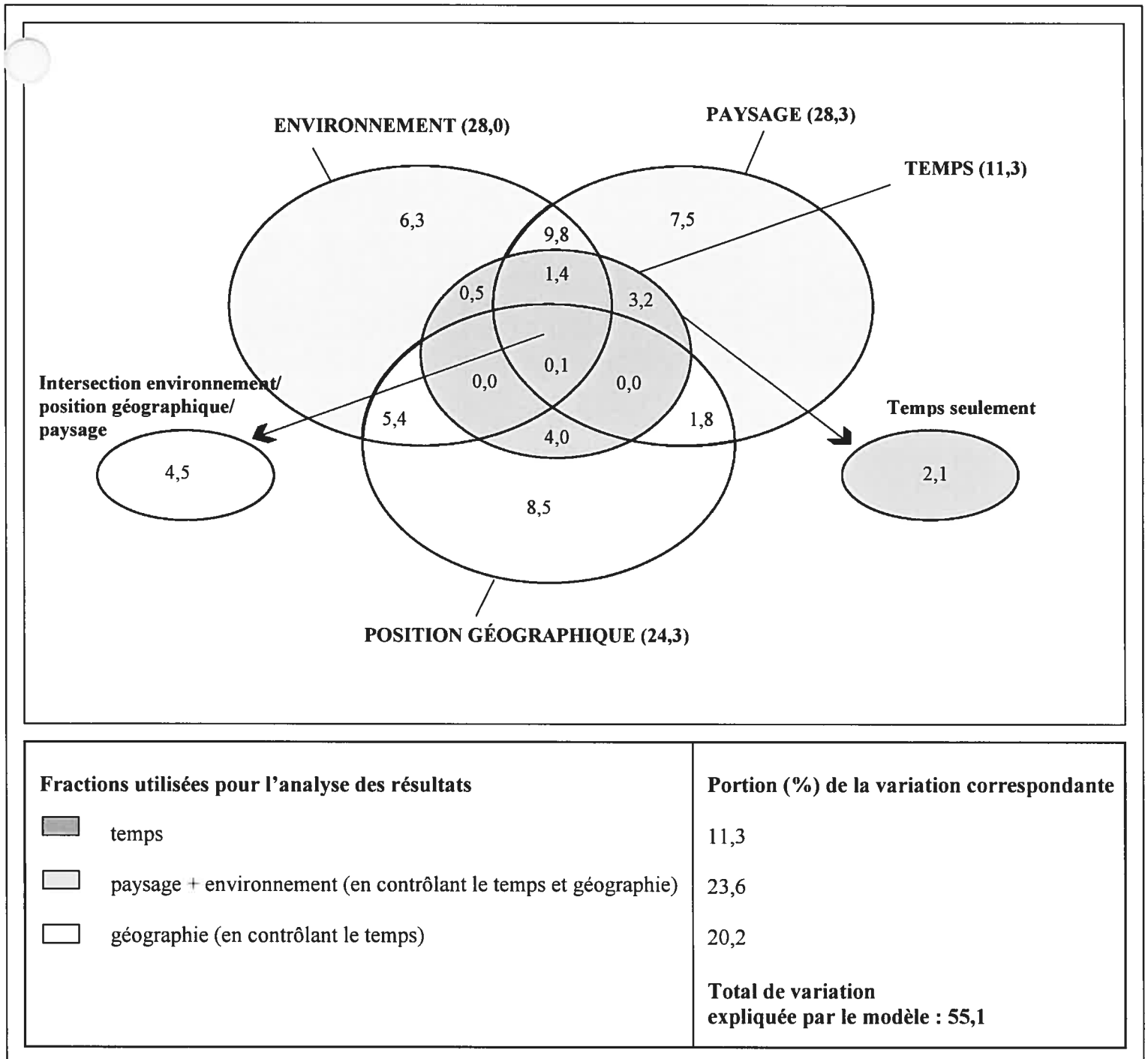


Figure 8. Partition de la variation de la matrice réponse de végétation entre les matrices explicatives environnementale, paysagère, géographique et temporelle à partir des analyses de redondance du jeu de données A. Les fractions sont exprimées en pourcentage. Les trois fractions utilisées pour l'analyse des résultats sont présentées. Gris foncé : temps; gris pâle : paysage+environnement (en contrôlant le temps et géographique); blanc : géographie (en contrôlant le temps).

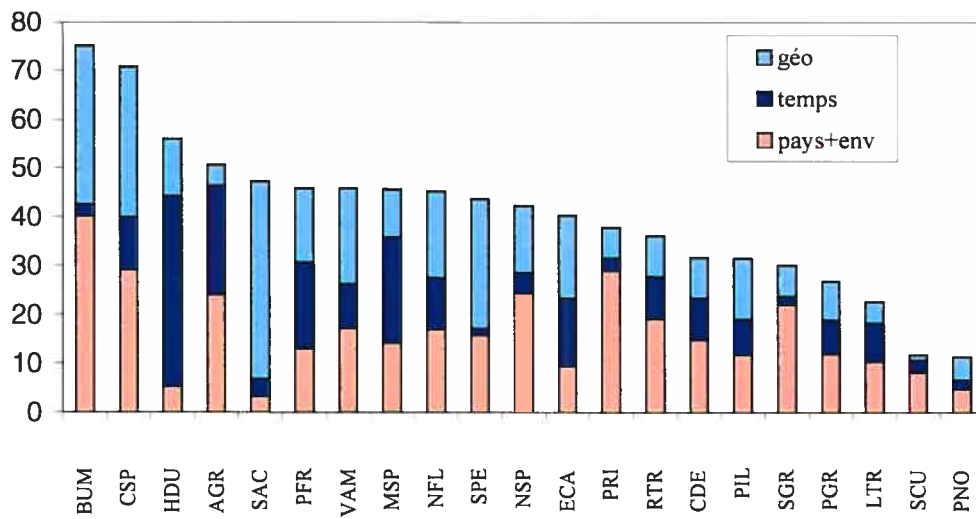


Fig. 9. Pourcentage de la variation de chaque espèce expliquée par les trois différentes composantes du modèle d'analyse – par analyse de redondance partielle : (a) rose- la composante expliquée par l'environnement et le paysage en contrôlant le temps et la géographie (pays+env); (b) bleu pâle- la composante expliquée par la géographie, en contrôlant le temps (géo); (c) bleu foncé- la composante expliquée par le temps (temps).

4.2. 1. Analyse de redondance de la composante paysage-environnement

Lorsqu'on élimine les effets saisonniers et annuels ainsi que l'effet de la géographie sur la matrice de végétation, on obtient une fraction de la variation expliquée par à la fois par les variables du paysage et les variables environnementales. Cette portion de la variation est représentée à la figure 10 par une ordination, où dans un système de double-projection, on observe la distribution des sites et des différentes espèces végétales aquatiques échantillonnées en lien avec les variables du paysage et celles de l'environnement. Le test de signification de tous les axes canoniques montre que la relation entre la matrice réponse et les matrices explicatives est significative ($p=0.001$ après 999 permutations). Elle représente 23,6 % de la variation dans la matrice de végétation.

Sur l'ordination, on peut voir les deux groupes définis par K-means se positionner par rapport aux espèces macrophytiques et aux variables du paysage et de l'environnement. Les sites du premier groupe se rassemblent autour de *Chara* sp., *Stuckenia pectinata*, *Potamogeton gramineus*, *Sagittaria graminea*, *Nitella* sp. et *Najas flexilis*. Les sites du deuxième groupe se retrouvent plutôt autour de *Vallisneria americana*, *Butomus umbellatus f. vallisneriifolius*, *Potamogeton richardsonii* et *Myriophyllum* sp..

La profondeur, la variable binaire baie-pointe, le fetch (représentant la distance d'action des vents) et l'exposition aux vents dominants (représentant la durée des

vents) sont les variables les plus corrélées à l'axe 1 ($r=0,675, 0,629, 0,575$ et $0,603$ respectivement) qui explique 15,0 % de la variation. Ces variables permettent de discriminer les deux groupes définis par le K-means. Les espèces représentant le premier groupe (*Chara* sp., *S. pectinata*, *P. gramineus*, *S. graminea*, *Nitella* sp. et *N. flexilis*) se retrouvent autour du centroïde baie (de la variable binaire baie/pointe) et sont négativement corrélées aux vecteurs profondeur, exposition aux vents dominants et fetch. Le deuxième groupe (*V. americana*, *B. umbellatus f. vallisneriifolius*, *P. richardsonii* et *Myriophyllum* sp.) se positionne à l'opposé du premier groupe sur le gradient de profondeur (corrélation positive). Il est également lié positivement aux vecteurs d'exposition aux vents dominants et de fetch. Les espèces se regroupent autour du centroïde pointe.

L'axe 2 explique 3,4 % de la variation. Il permet d'identifier à l'intérieur des deux groupes les espèces qui sont corrélées au vecteur de pierrosité ($r = 0,398$) comme par exemple *Alisma gramineum* (corrélé positivement) et *V. americana* et *P. richardsonii* (corrélés négativement).

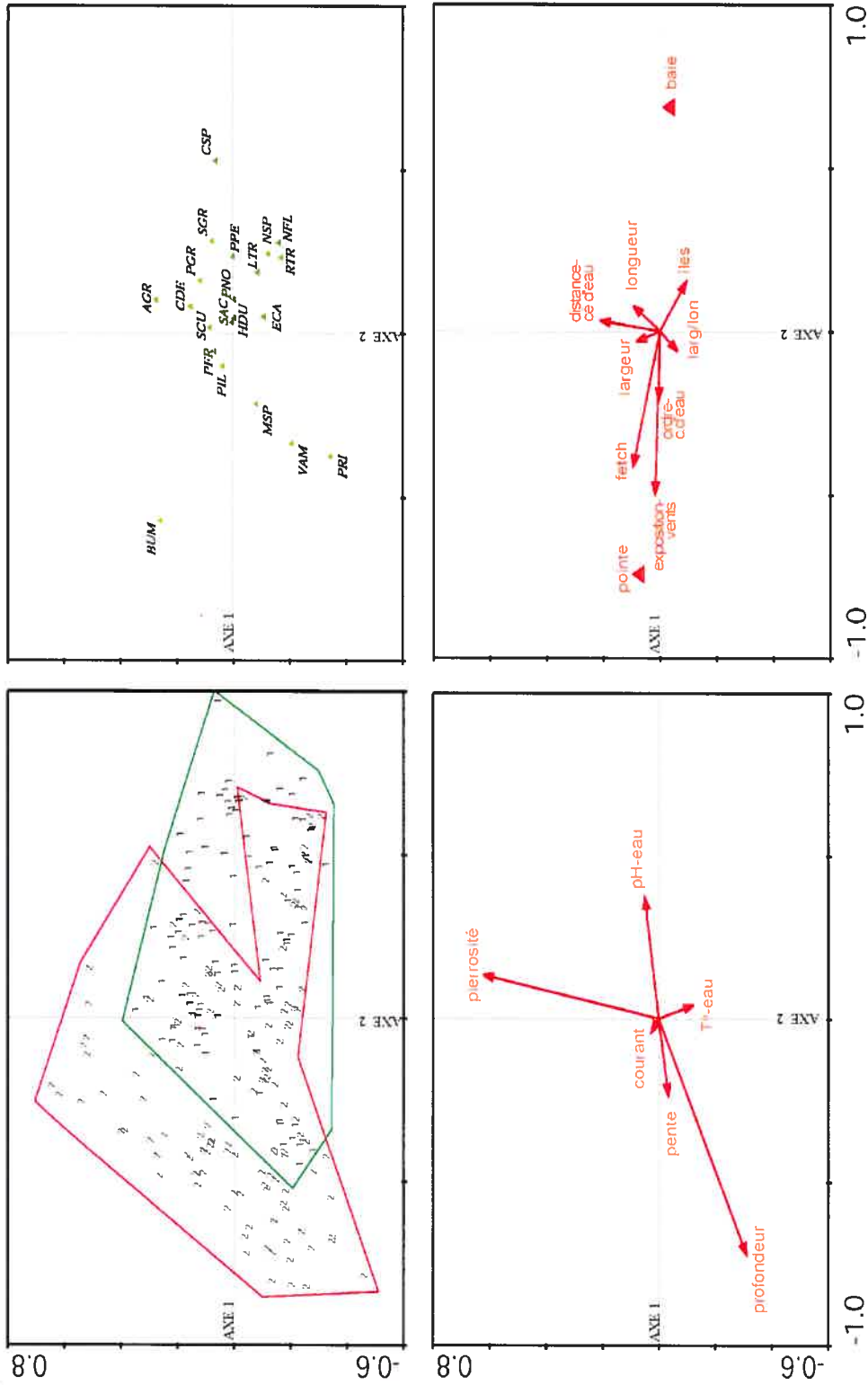


Figure 10. Diagramme de double-projection de l'analyse de redondance de la matrice réponse de végétation et des variables explicatives du paysage et de l'environnement, en contrôlant l'effet des données temporelles et géographiques (jeu de données A). Le modèle explique 23,6 % de la variation. Axe 1 : 15,0% de la variation (p=0,001 après 999 permutations) ; axe 2 : 3,4 % (p=0,001 après 999 permutations). Pour améliorer la représentation graphique, les espèces sont représentées par des points (au lieu de vecteurs) positionnés à la pointe des vecteurs originaux. De plus, la longueur des vecteurs a été divisée par leur écart-type; la longueur du vecteur n'est donc pas un indicateur du % de variation expliqué de l'espèce.

4.2. 2. Analyse de redondance de la composante géographique

L'analyse de la structure spatiale issue de la matrice géographique, identifiée par l'analyse de redondance partielle, peut servir à analyser des processus additionnels qui pourraient influencer la distribution des espèces (Dalle *et al.*, 2002). Les positions (ajustées au modèle canonique) des sites sur le premier axe de l'analyse de redondance de la matrice géographique (en contrôlant la matrice temporelle) ont été représentées sur une carte géographique (figure 11). L'axe 1 montre un gradient marqué du sud-ouest au nord-est à partir du milieu du territoire à l'étude, soit à partir de l'embouchure de la rivière La Guerre.

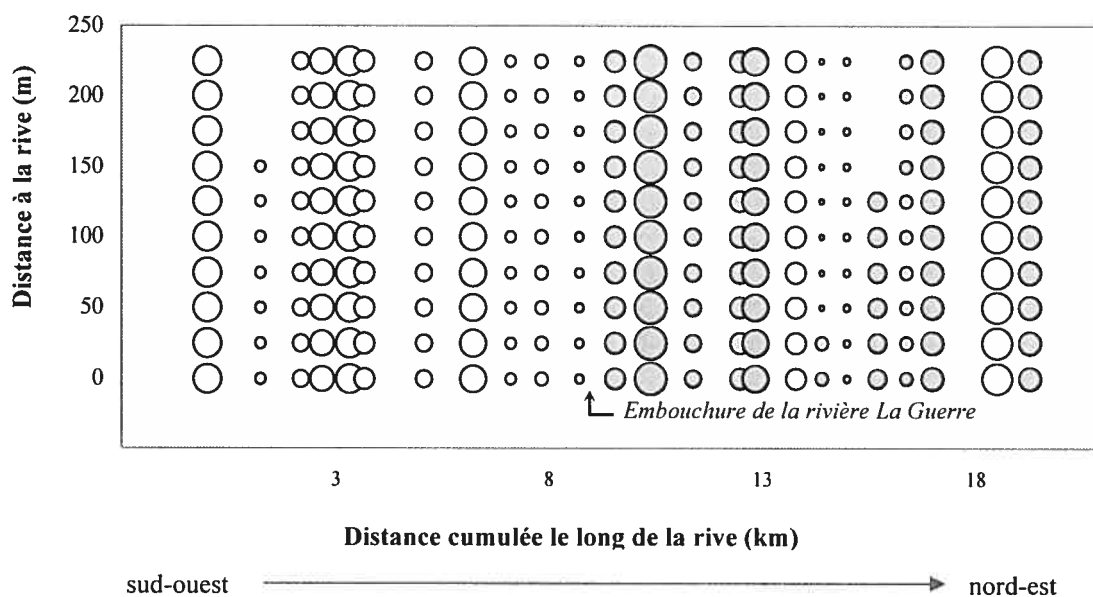


Figure 11. Carte géographique du premier axe canonique de l'analyse de redondance de la matrice de végétation et de la matrice géographique, en contrôlant la matrice temporelle (jeu de données A). Les bulles représentent les positions (ajustées au modèle canonique) des 233 sites (échantillonnés sur 24 transects) sur le premier axe de l'analyse de redondance de la matrice géographique (en contrôlant la matrice temporelle). Les bulles foncées représentent des valeurs positives et les bulles blanches des valeurs négatives. L'axe 1 explique 13,7 % de la variation (sur 20,2 % de la variation géographique totale, en contrôlant l'effet du temps).

L'axe 1 explique une partie importante de la variation de *Chara* sp. (30,30%), *Butomus umbellatus f. vallisneriifolius* (29,98%) et *Vallisneria americana* (13,89%). À la figure 7 (section 4.1), la carte de distribution des groupes définis par le K-Means, on remarque que la partie sud-ouest du territoire présente une abondance de *Chara* sp. alors qu'au nord-est s'observe la dominance de *B. umbellatus f. vallisneriifolius* et *V. americana*. Les variables les plus corrélées à la structure spatiale géographique sont la profondeur ($r=0,442$ avec l'axe 1) et le pH ($r=0,248$ avec l'axe 1). Les cartes de distribution géographique des valeurs des deux variables suggèrent un patron amont-aval de la rivière (figure 12). En effet, les valeurs élevées de profondeur couplées aux valeurs élevées de pH à l'embouchure de la rivière créent une structure très semblable à celle observée à la figure 11. L'axe 2 (annexe 5) explique 30,14 % de la variation de *S. acutus*.

La carte des positions (ajustées au modèle canonique) des sites sur le premier axe de l'analyse de redondance de la fraction géographique pure (figure 13) présente le même gradient sud-ouest/nord-est observé sur les cartes précédentes. *Butomus umbellatus f. vallisneriifolius* y est l'espèce la mieux expliquée (14,13% de la variation).

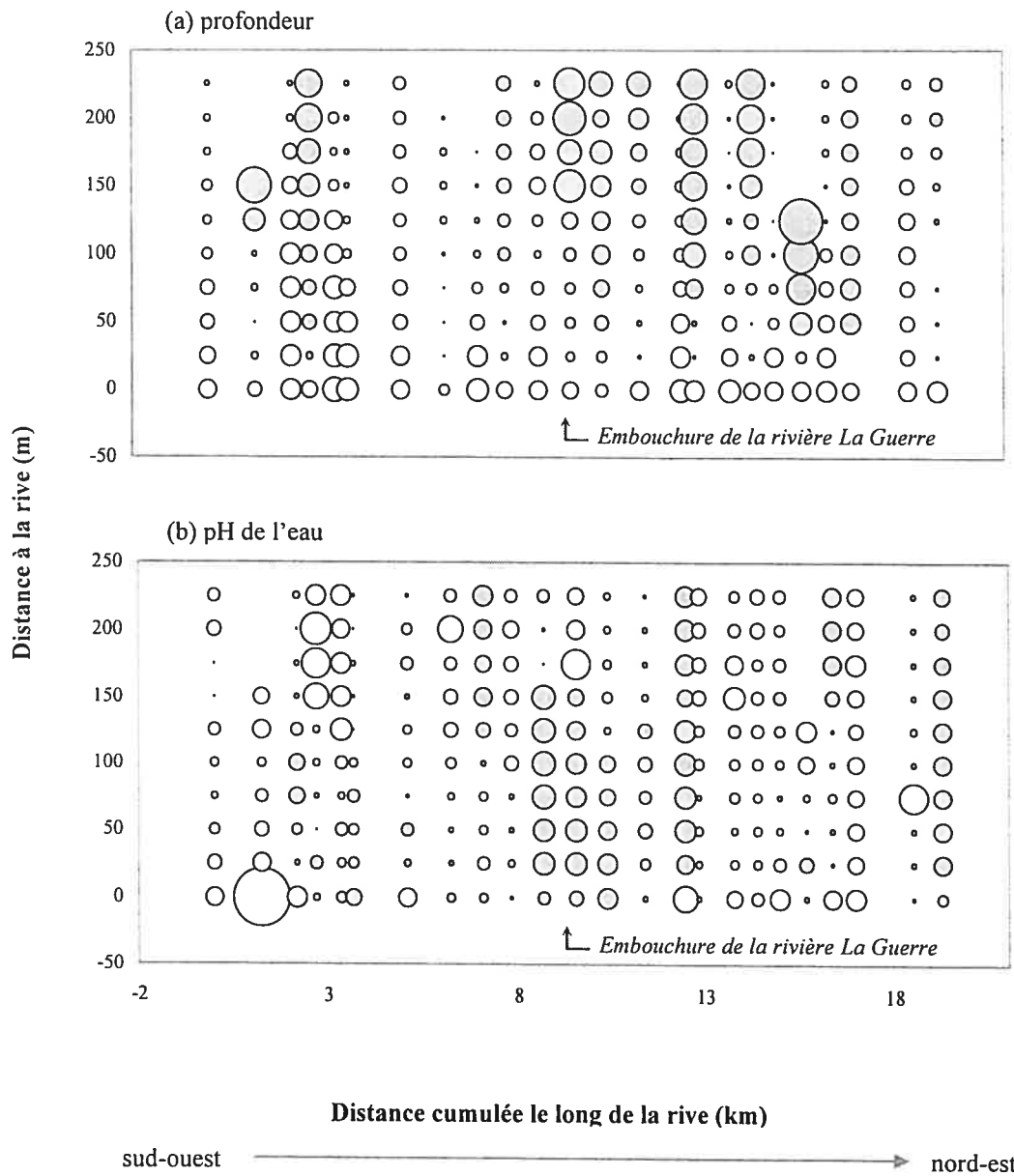


Figure 12. Cartes de distribution géographique des valeurs centrées-réduites de profondeur et de pH des 233 quadrats d'échantillonnage (jeu de données A). (a) profondeur et (b) pH de l'eau. Les bulles foncées représentent des valeurs positives et les bulles blanches des valeurs négatives.

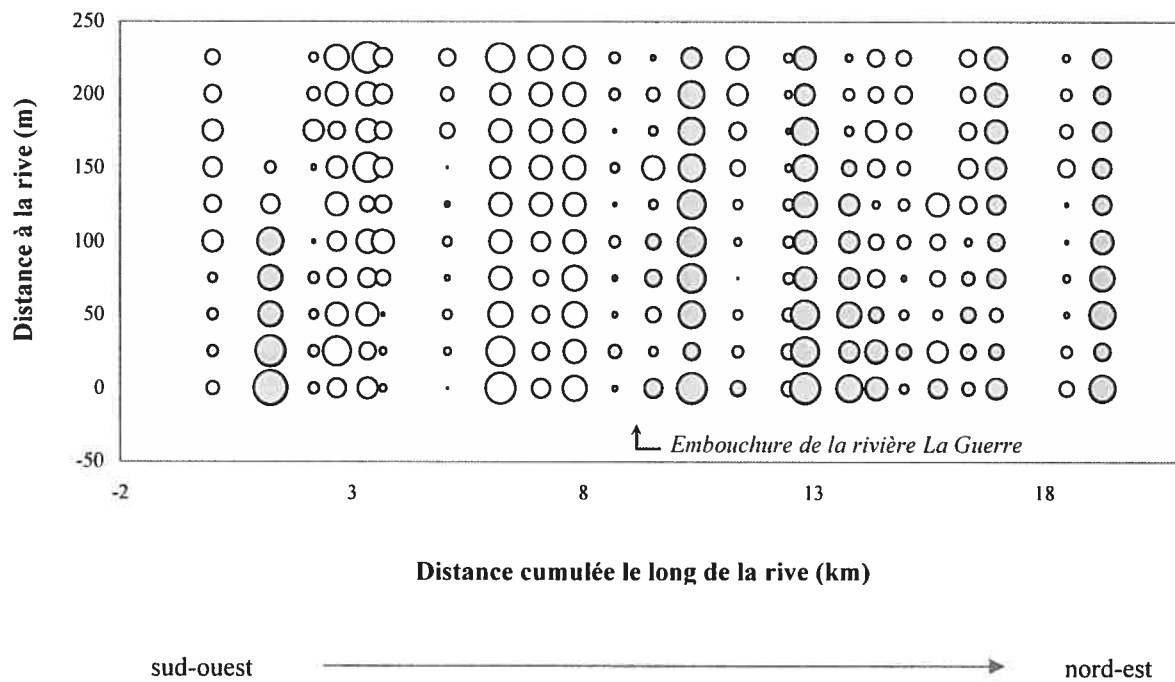


Figure 13. Carte géographique du premier axe canonique de l'analyse de redondance de la matrice de végétation et de la matrice géographique pure (jeu de données A). Les bulles représentent les positions (ajustées au modèle canonique) des 233 sites (échantillonnés sur 24 transects) sur le premier axe de l'analyse de redondance de la matrice géographique, en contrôlant l'effet des variables du temps, de l'environnement et du paysage. Les bulles foncées représentent des valeurs positives et les bulles blanches des valeurs négatives. L'axe 1 explique 3,6% de la variation.

4.2. 3. Analyse de redondance de la composante temporelle

La représentation de la fraction temporelle du modèle de redondance partielle par une ordination (figure 14) permet de visualiser les patrons de variation saisonniers et annuels dans la composition des assemblages de macrophytes. Les mois d'échantillonnage sont les variables les mieux corrélées à l'axe 1 (juillet, $r=-0,542$; août, $r=0,282$; septembre, $r=0,391$). *Heteranthera dubia*, dont 38,96% de la variation est expliquée par les deux axes représentés, se retrouve proche du centroïde du mois de septembre. *Myriophyllum* sp., dont 21,57 % de la variation est expliquée par l'ordination des deux premiers axes, se rapproche du mois d'août alors que *Potamogeton friesii*, expliqué à 17,29 %, est plus abondant au début de l'été, c'est-à-dire au mois de juillet. *Alisma gramineum*, dont 22,58% la variation est expliquée par la fraction temporelle, est ici mal représenté; la représentation du troisième axe canonique (annexe 6) permet de constater que l'espèce a été identifiée plus souvent à la fin de l'été (mois d'août et septembre).

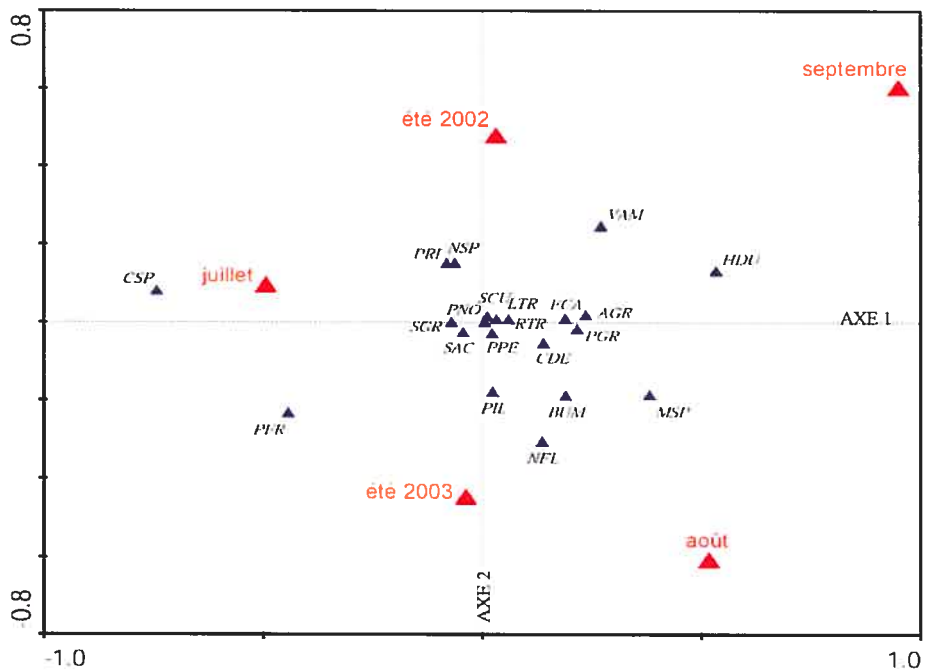


Figure 14. Diagramme de double-projection de l'analyse de redondance de la matrice réponse de végétation et des variables explicatives temporelles. Le modèle explique 10,1 % de la variation. Axe 1 : 7,1 % de la variation ($p=0,001$ après 999 permutations) ; axe 2 : 1,8 % ($p=0,001$ après 999 permutations). Pour améliorer la représentation graphique, les espèces sont représentées par des points (au lieu de vecteurs) positionnés à la pointe des vecteurs originaux.

4. 3. Analyse des sédiments

Pour analyser l'effet des caractéristiques du substrat sur la distribution des espèces macrophytiques, une analyse de redondance partielle a été réalisée en incluant les variables provenant du sous-échantillonnage des sédiments (jeu de données B) dans la matrice environnementale. Le tableau 4 présente les différentes variables incluses après les tests de permutations de Monte Carlo dans les matrices du paysage, environnementale, géographique et temporelle.

56,9 % de la variation totale dans l'assemblage des espèces est expliqué par les nouvelles matrices. L'ajout des caractéristiques des sédiments au modèle d'analyse contribue principalement à l'augmentation de la portion environnementale de la variation qui passe de 28,0% à 33,8%. De cette fraction, la partie expliquée par les variables environnementales exclusivement passe de 6,3% à 9,5%.

La réitération de l'analyse de redondance partielle permet de constater de nouveaux gradients structurant la végétation macrophytique du lac Saint-François. L'ordination de la composante environnement-paysage (en contrôlant le temps et la géographie) est présentée à la figure 15. En plus de la profondeur, de la variable baie-pointe, de l'exposition aux vents et du fetch (vecteurs illustrés à la figure 10), sont maintenant corrélés à l'axe 1 la teneur en phosphore et le pourcentage de sable, de limon et d'argile dans les sédiments. La pierrosité n'est plus corrélée à l'axe 2 (la sélection par permutations de Monte Carlo a exclu cette variable) ; ce sont maintenant la

concentration en calcium et le pourcentage de sable et de limon dans les sédiments qui y sont corrélés.

Les espèces indicatrices du groupe 1 se positionnent à l'extrémité du gradient de pourcentage en sable et en argile des sédiments. Cependant, en observant la carte des pourcentages en argile (voir annexe 7), on constate que seulement quelques sites ont un pourcentage d'argile beaucoup plus élevé que dans les autres sites. Les espèces du groupe 2 se retrouvent à l'extrémité du vecteur de pourcentage en limon en plus du vecteur de teneur en phosphore des sédiments.

La structure spatiale géographique des nouvelles variables a été examinée. La profondeur ($r=0,476$ avec l'axe 1), le contenu en phosphore ($r=0,406$ avec l'axe 1), le pourcentage de limon ($r=0,402$ avec l'axe 1) et le pourcentage de sable ($r=-0,365$ avec l'axe 1) sont les variables les plus corrélées à la structure spatiale géographique (en contrôlant le temps). Le même gradient amont/aval de la rivière La Guerre s'observe effectivement sur les cartes de distribution géographique des valeurs de ces variables (figure 12a et figure 16).

Matrice	Variables	Variance expliquée (Effet marginal)	Effet conditionnel	P
Paysage	Baie - pointe	0,15	0,15	0,001
	Exposition aux vents dominants	0,08	0,04	0,003
	Longueur baie/pointe	0,02	0,02	0,017
	Ordre du cours d'eau	0,03	0,02	0,017
	Fetch	0,05	0,02	0,038
	Présence d'îles	0,01	0,01	0,121
	Ratio largeur/longueur	0,01	0,01	0,145
	Largeur baie/pointe	0,01	0,02	0,032
	Distance au cours d'eau	0,01	0,01	0,377
Environnement	Profondeur	0,22	0,22	0,001
	P	0,15	0,03	0,001
	% limon	0,10	0,02	0,007
	Mg	0,02	0,02	0,009
	Ca	0,03	0,02	0,006
	Courant	0,01	0,02	0,039
	Pente	0,03	0,01	0,101
	K	0,06	0,01	0,164
	% sable¹	0,08	0,01	0,077
	Conductivité	0,01	0,01	0,154
	Pierrosité	0,07	0,01	0,177
	T° eau	0,02	0,01	0,381
	pH eau	0,01	0,01	0,316
	pH sédiments	0,10	0,01	0,653
	N	0,07	0,00	0,694
	CEC	0,03	0,00	0,954
	% M.O.	0,10	0,01	0,965
	% argile¹	0,04	---	---
Géographie	x	0,05	0,05	0,002
	x3	0,04	0,02	0,093
	x9	0,03	0,03	0,013
	x7	0,03	0,03	0,018
	x8	0,01	0,02	0,078
	x2	0,01	0,02	0,037
	x5	0,03	0,02	0,070
	x4	0,01	0,01	0,089
	x6	0,01	0,03	0,013
	y3	0,001	0,02	0,122
	y	0,001	0,01	0,238
	y2	0,001	0,01	0,509
	Temps	Juillet	0,06	0,06
Été 2002 - été 2003		0,02	0,02	0,082
Août¹		0,03	0,02	0,117
Septembre¹		0,04	---	---

Tableau 4. Variance expliquée par chaque variable des matrices paysagère, environnementale, géographique et temporelle du jeu de données B (95 quadrats). La variance expliquée (effet marginal), l'effet conditionnel et le niveau de signification (P) de chaque variable ont été obtenus par un test par permutations (999 permutations) de Monte Carlo. L'effet conditionnel a été calculé pour chaque matrice de façon indépendante. Les variables en caractères gras sont non-significatives et ont été écartées du modèle d'analyse.¹Lorsque les tests de permutations ont identifié une des catégories d'une variable nominale comme étant significative, les variables représentant les autres catégories ont été incluses dans le modèle pour faciliter l'interprétation.

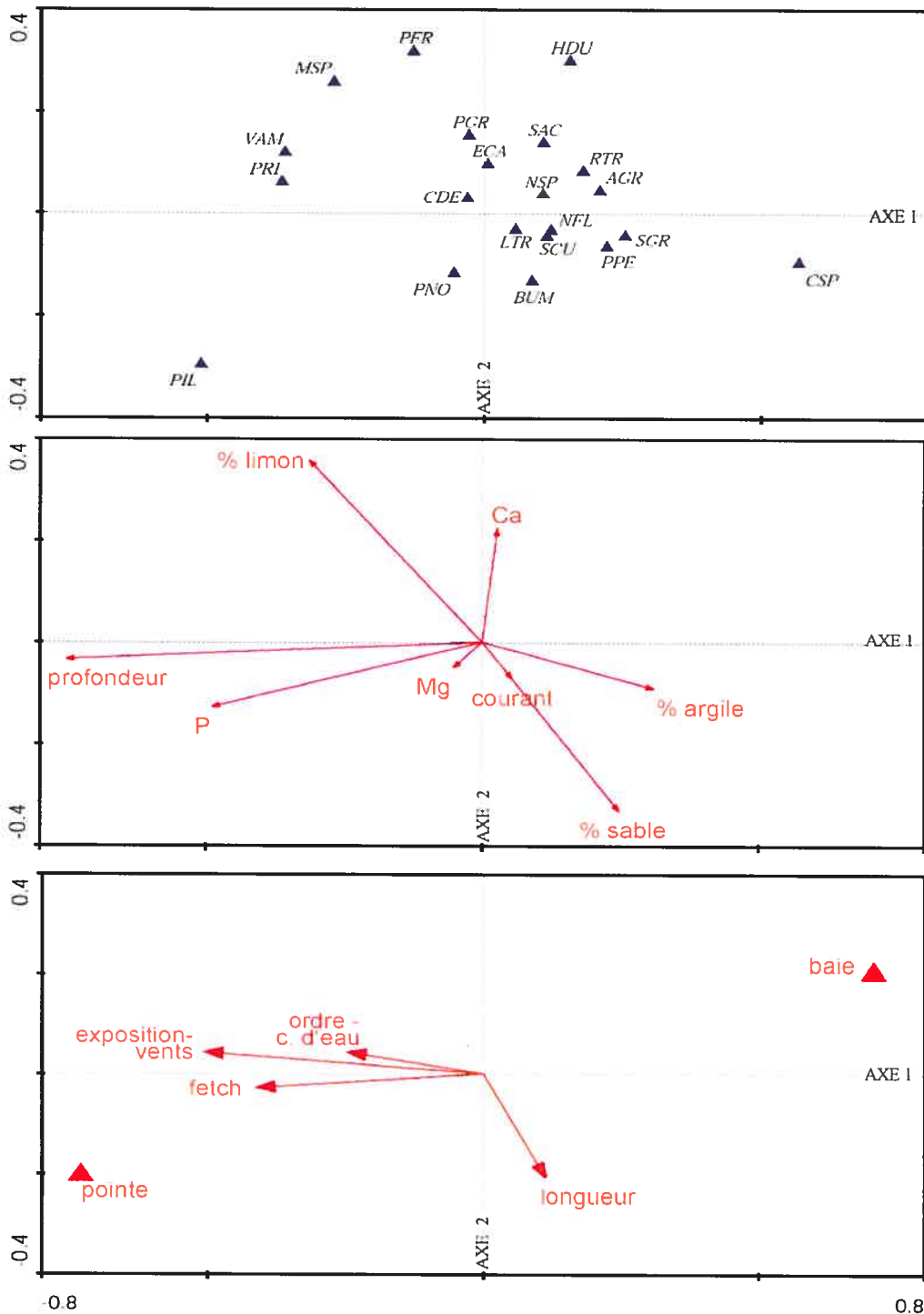


Figure 15. Diagramme de double-projection de l'analyse de redondance de la matrice réponse de végétation et des variables explicatives du paysage et de l'environnement, en contrôlant l'effet des données géographiques et temporelles (jeu de données B). Le modèle explique 24,8 % de la variation. Axe 1 : 15,0 % de la variation ($p=0,001$ après 999 permutations) ; axe 2 : 3,3 % ($p=0,001$ après 999 permutations). Pour améliorer la représentation graphique, les espèces sont représentées par des points (au lieu de vecteurs) positionnés à la pointe des vecteurs originaux. De plus, la longueur des vecteurs a été divisée par leur écart-type; la longueur du vecteur n'est donc pas un indicateur du % de variation expliquée de l'espèce.

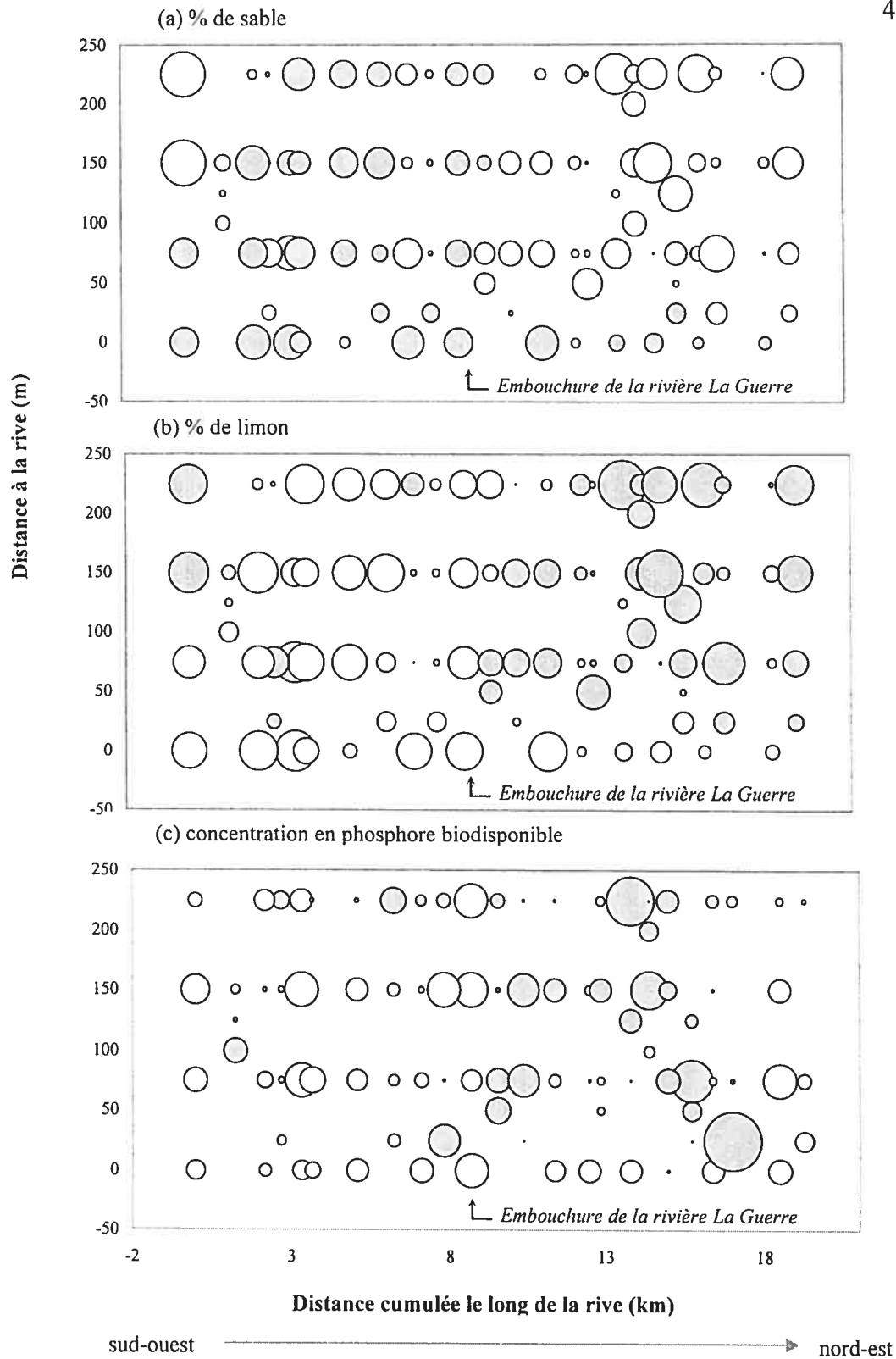


Figure 16. Cartes de distribution géographique des valeurs centrées-réduites de % en sable, % en limon et concentration en phosphore biodisponible des sédiments échantillonnés dans 95 quadrats (jeu de données B). (a) % de sable, (b) % de limon et (c) concentration en phosphore biodisponible. Les bulles foncées représentent des valeurs positives et les bulles blanches des valeurs négatives.

5. Discussion

En abordant les problématiques en écologie par l'analyse multi-échelles, il est possible d'explorer la complexité du réseau d'interactions entre les variables influençant la structure des écosystèmes. De plus, chaque espèce ayant des stratégies différentes de propagation et de sélection de l'habitat, la réponse aux patrons hétérogènes dans le paysage peut différer (Wiens, 2002). La partition de la variation de la matrice de végétation aquatique du Lac Saint-François a d'abord permis d'identifier et d'isoler l'effet temporel, c'est-à-dire saisonnier ou annuel, sur la structure des communautés macrophytiques. L'ordination de la fraction paysagère et environnementale a ensuite été analysée pour étudier l'assemblage des communautés macrophytiques du lac Saint-François et les facteurs de l'environnement ou du paysage qui pourraient influencer la composition des herbiers. Une étude de la structure spatiale des données a finalement été réalisée pour mieux comprendre l'organisation des groupes végétaux et des variables explicatives dans le paysage.

La variation temporelle isolée

Dans un premier temps, l'analyse de la fraction temporelle a rendu possible l'identification de certaines espèces dont la variance est principalement expliquée par la variation temporelle, soit saisonnière, soit annuelle. Par exemple, il a été possible d'observer qu'*Heteranthera dubia* a été retrouvée en plus grande abondance à la fin de l'été de même que *Myriophyllum* sp., qui atteint le maximum de sa biomasse en octobre (Ruta, 1981). Certains *Potamogeton* sont plus présents en début de saison et

disparaissent rapidement à la fin août (Hudon *et al.*, 2000; Marie-Victorin, 1935), comme par exemple *Potamogeton friesii*. L'abondance d'*Alisma gramineum* au mois de septembre est peut-être due à la présence de l'inflorescence à la fin de la saison de croissance qui occupe beaucoup d'espace en plus de permettre de repérer l'espèce plus facilement. Alors que l'échantillonnage des communautés macrophytiques est souvent limité à une période précise durant la saison de croissance (lorsque certaines espèces atteignent leur biomasse annuelle maximale par exemple (Lehmann *et al.*, 1997; Hudon *et al.*, 2000; Aznar *et al.*, 2003)), le modèle d'analyse développé, impliquant le contrôle statistique des changements saisonniers dans la structure floristique des herbiers macrophytiques, a rendu possible l'échantillonnage des plantes aquatiques sur toute la saison de croissance, dressant ainsi un portrait complet des assemblages. L'isolement de la fraction temporelle a permis de contrôler l'effet relativement important des saisons sur la composition des herbiers et celui, plus minime, de l'année d'échantillonnage, pour mettre en relief l'influence des matrices environnementale, paysagère et géographique.

L'assemblage des communautés macrophytiques

À partir de l'ordination de la fraction paysagère et environnementale, la structure des herbiers submergés du lac Saint-François a été caractérisée en identifiant la composition floristique des communautés ainsi que les facteurs environnementaux et les éléments du paysage influençant les assemblages. Les analyses multivariées ont permis de distinguer deux communautés structurées le long de gradients importants.

Le premier gradient est composé de la profondeur, du vecteur baie/pointe, de l'exposition aux vents dominants et du fetch. La profondeur est reconnue comme un des facteurs les plus déterminants sur la structure des communautés macrophytiques (Roman *et al.*, 2001 ; Lehmann *et al.*, 1997). Elle peut modifier la croissance et la distribution des macrophytes par son influence sur d'autres facteurs environnementaux comme la pénétration de la lumière et la pression hydrostatique (Ruta, 1981). De plus, la profondeur affecte la sédimentation, étant donné le déplacement de l'eau (de concert avec le vent) et la force gravitationnelle qui entraînent un mouvement net des particules fines en suspension vers les portions plus profondes d'un lac (Wetzel, 1999). Après la profondeur, la structure en pointes et baies est le facteur qui explique le mieux la distribution des espèces. Nos résultats démontrent qu'elle caractérise efficacement la morphologie du paysage de la région à l'étude et les communautés qui s'y développent. Les pointes et les baies reflètent l'organisation géomorphologique du territoire; cette configuration structure les gradients de profondeur et de pente et influence les facteurs physiques tel que le courant et les caractéristiques des sédiments. Ces variables, façonnées par le paysage, déterminent ensuite les assemblages de végétation aquatique. L'exposition aux vents dominants et le fetch complètent la description morphométrique du paysage en définissant l'orientation des structures de pointes et baies par rapport à l'axe sud-ouest des vents dominants. L'exposition au courant, au vent et aux vagues a été démontré comme le facteur le plus important pour la croissance des macrophytes dans le fleuve Saint-Laurent, déterminant l'importance de la biomasse de plantes aquatiques sur différents sites (Hudon *et al.*, 2000). Un deuxième gradient de texture

(pourcentages de sable, limon et argile) et de richesse du substrat (en phosphore, magnésium et calcium) est observé par l'analyse du jeu de données B. La texture des sédiments a été reconnue comme un facteur important affectant la croissance potentielle de la végétation aquatique (Barko et Smart, 1986). Il a également été suggéré que, étant donné l'importance des sédiments dans la nutrition des macrophytes, la fertilité des sédiments est une propriété-clé affectant la composition des communautés macrophytiques (Barko *et al.*, 1991).

Le premier groupe d'espèces macrophytiques, composé principalement de *Chara* sp. (macroalgue), *Sagittaria graminea*, *Potamogeton gramineus*, *Scirpus acutus*, *Nitella* sp. et *Stuckenia pectinata*, se forme dans les baies, en plus faible profondeur. Cette communauté est généralement abritée des vents dominants d'ouest et du sud-ouest. Une étude de French et Chambers (1996) montre que *P. gramineus* et *S. pectinata* occupent la même niche spatiale, poussant sur des sites peu profonds (de moins de 1,5 m) et de très faible courant. Lehmann *et al.* (1997) ont également observé une dominance de *S. pectinata* dans des zones peu profondes du Lac Geneva où l'action des vagues est plus perturbatrice. Il a effectivement été démontré que les forces de turbulence diminuent avec la profondeur de l'eau (Sand-Jensen, 1989). Alors que la taille des vagues est déterminée par le fetch, la force des vents dominants et la durée des vents, l'effet des vagues de différentes amplitudes sur le substrat dépend de la profondeur (Håkanson, 1977). Dans le lac Saint-François, les sites échantillonnés en zone peu profonde, qui sont également protégés des vents dominants et qui ont les fetchs les plus courts, pourraient être les sites où les vagues exercent une pression

mécanique plus importante sur les plantes. La hauteur normale des vagues du lac a été évaluée entre 0,70 à 1,4 m hors chenal sous l'action de vents de 40 km/h (vitesse moyenne des vents lors des tempêtes). Ces vagues génèrent d'importants courants de fond dans les zones de faible profondeur (Frenette *et al.*, 1989). Il semble donc que la présence de *S. pectinata* dans les communautés de faible profondeur du lac pourrait être due à sa capacité à résister à l'effet des vagues. Cette résistance a été attribuée au fait que les pousses de *S. pectinata* sont plus courtes dans les zones exposées aux vagues que dans les zones calmes (Idestam-Almquist et Kautsky, 1995). De plus, les nombreux tubercules végétatifs formés sous la surface du substrat à la fin de la saison de croissance permettent à l'espèce de se maintenir à l'automne et en hiver dans des zones turbulentes (Verhoeven *et al.*, 1982).

La communauté de la zone peu profonde est également caractérisée par un pH de l'eau plus élevé. Dans les eaux alcalines, les concentrations de HCO_3^- sont plusieurs fois plus grandes que celles de CO_2 (Sand-Jensen, 1989; Riis et Biggs, 2001). Certaines espèces macrophytiques bénéficient d'une habileté physiologique à utiliser le bicarbonate en plus du dioxyde de carbone comme source de carbone inorganique dissous (DIC) pour la photosynthèse (ex : Charophytes et *Potamogeton* spp., dont *S. pectinata*), alors que d'autres espèces utilisent seulement le dioxyde de carbone ou ont une faible affinité pour le bicarbonate (Prins *et al.*, 1982; Spence et Maberly, 1985; Madsen et Sand-Jensen, 1991). Cependant, le pH de l'eau déjà relativement élevé dans l'ensemble des zones échantillonnées du lac Saint-François (pH minimal de 8,2) pourrait exiger des espèces qu'on y retrouve une certaine capacité d'utilisation

du HCO_3^- . L'avantage des espèces de la zone peu profonde résiderait donc dans une habileté d'utilisation du bicarbonate encore plus importante.

L'ordination du jeu de données B suggère que les espèces caractéristiques des baies sont généralement sur des sites plus sablonneux (malgré quelques sites très argileux). On remarque également que ces sites sont situés au plus bas sur le vecteur de phosphore. Cela peut s'expliquer par le fait qu'il y a généralement de faibles concentrations d'ions disponibles sur les grains de sable (Barko et Smart, 1986; Barko *et al.*, 1991). De plus, tel que démontré par Chambers (1987), la proportion de biomasse totale de plantes ayant une forme de croissance en rosette ou étant colonisateurs du fond, comme les charophytes par exemple, diminue avec l'augmentation de la richesse des sédiments le long de gradients naturels de fertilité. Les plantes submergées qui poussent en contact proche avec les sédiments, comme par exemple les charophytes, peuvent exploiter l'environnement, par l'absorption de CO_2 qui diffuse du sédiment à la colonne d'eau (Sand-Jensen, 1989). Ces espèces colonisant le fond sont dépendantes de la pénétration de la lumière plutôt que de la fertilité des sédiments (Chambers et Kalff, 1987). Par ailleurs, la croissance de *Stuckenia pectinata* est reconnue comme étant symptomatique des sites eutrophisés (Haslam, 1978; Demars et Harper, 1998); l'espèce développe alors, grâce à des réserves accumulées dans des tubercules, des pousses qui s'allongent rapidement vers la surface de l'eau et peut rivaliser efficacement avec des espèces de canopée (Coops et Doef, 1996). *S. pectinata* peut ainsi être compétitive dans un environnement riche en phosphore. Sa présence en association avec *Chara* sp. pourrait donc plutôt être due

à sa capacité à résister aux mouvements des vagues tel que décrit plus haut. La croissance de *S. pectinata* principalement à partir de tubercules lui permet de s'établir rapidement, même dans des systèmes avec une disponibilité faible d'éléments nutritifs (Van Wijck *et al.*, 1994).

Le deuxième groupe de macrophytes, dominé par *Vallisneria americana*, *Butomus umbellatus f. vallisneriifolius*, *Potamogeton richardsonii*, *Heteranthera dubia*, *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum* et *Myriophyllum sp.*, s'observe sur les pointes, en plus grande profondeur. Les sites où ces espèces sont retrouvées sont également caractérisés par un fetch et un niveau d'exposition aux vents dominants plus importants. Le jeu de données B permet aussi de remarquer que le vecteur de pourcentage en limon caractérise ce groupe, en plus du contenu en phosphore disponible dans les sédiments. Les producteurs de canopée, c'est-à-dire les plantes avec une grande proportion de leur biomasse concentrée proche de la surface de l'eau, comme *Myriophyllum sp.* et *Ceratophyllum demersum*, ou les macrophytes adoptant une forme érigée, comme *Potamogeton richardsonii*, *Heteranthera dubia* et *Elodea canadensis*, sont favorisés sur les sédiments fertiles. Leur capacité à aller chercher la lumière à partir des sites plus profonds leur permet de résister au stress relié à l'atténuation de la lumière. Par exemple, *P. perfoliatus*, espèce très proche de *P. richardsonii*, a la capacité de former des pousses très longues, linéaires et fragiles lui permettant d'atteindre la surface de l'eau à partir de sites plus profonds (Lehmann *et al.*, 1997). Les formes intermédiaires érigées ou en rosette, comme *Vallisneria*

americana et *Butomus umbellatus f. vallisneriifolius*, sont avantagées sur les sédiments de fertilité intermédiaire (Chambers, 1987).

L'importance de la présence de *Butomus umbellatus f. vallisneriifolius* dans le deuxième groupe d'espèces témoigne des modifications des composantes physique (régularisation, dragage) et biologique (introduction d'espèces exotiques) du lac Saint-François depuis le milieu du 19^e siècle. *B. umbellatus* est une espèce native de l'Europe et de l'Asie tempérée (Anderson *et al.*, 1974) qui aurait été observée pour la première fois en Amérique du Nord en 1897 à Laprairie, près de Montréal (Marie-Victorin, 1935). La progression de l'espèce au Canada s'est faite principalement le long du fleuve Saint-Laurent. Dès 1935, le frère Marie-Victorin explique l'envahissement de la forme '*vallisneriifolius* (Sagorski) Glück', une forme stérile et poussant dans les eaux profondes. La plante est alors devenue un sérieux obstacle à la navigation de plaisance dans la région de Montréal; la propagation végétative de l'espèce lui permet de coloniser le littoral du fleuve jusqu'à une profondeur d'environ 3 m (Marie-Victorin, 1943). Récemment, Lavoie *et al.* (2003) ont rapporté l'importance de la présence de *B. umbellatus* sous sa forme émergée dans les milieux humides le long du Saint-Laurent. Cependant, peu d'études décrivent la présence et l'écologie de la forme submergée '*vallisneriifolius*' de l'espèce. Dans leur aire d'origine, les communautés dominées par *B. umbellatus* (sous ses formes émergée ou submergée) sont généralement sur des sols riches en éléments nutritifs (Hroudová et Zákavský, 1994). *B. umbellatus* est d'ailleurs reconnu comme étant assez tolérant à la pollution par les rejets municipaux et industriels dans les rivières de Grande-

Bretagne (Haslam, 1978). De plus, *B. umbellatus* est considéré comme étant une espèce adaptée aux fluctuations des niveaux d'eau (Hroudová *et al.*, 1996). Sa stratégie de propagation par rhizomes permet l'occupation rapide d'habitats disponibles temporairement. Cependant, une étude de Hroudová (1989) démontre la capacité de *B. umbellatus* à tolérer un niveau d'eau stable; le développement des rhizomes est assuré tant que la profondeur permet l'activité photosynthétique, le stockage d'amidon dans le rhizome et sa croissance (Marie-Victorin, 1943). *B. umbellatus f. vallisneriifolius* peut ainsi croître en zone profonde dans des eaux très claires, comme celles du lac Saint-François par exemple.

Les structures spatiales dans le paysage

En plus d'identifier des facteurs environnementaux influençant l'assemblage des communautés macrophytiques, les résultats présentés permettent de constater la présence d'une structure spatiale prédominante dans la distribution des espèces. Cette organisation dans l'espace implique la matrice de position géographique et celle de morphologie du paysage. L'analyse de redondance partielle souligne l'importance de la fraction expliquée à la fois par l'environnement et par les éléments du paysage. Cette portion de la variation est considérée comme étant la composante structurée dans le paysage de la variation environnementale et/ou la composante de la variation spatiale dans le paysage liée à des variables environnementales (Anderson et Gribble, 1998). Alors que la fraction purement environnementale peut refléter en grande partie des patrons écologiques déterminés par des facteurs environnementaux locaux (Birks,

1994 *In* : Borcard et Legendre, 1994), la portion de la variation issue de la fraction paysage-environnement est reliée à des patrons à l'échelle du paysage.

La structure spatiale due aux éléments du paysage est composée principalement de l'organisation en baies et pointes du territoire à l'étude et de l'orientation des ces formes par rapport aux vents dominants. La zone d'échantillonnage présente une morphologie contrastée, qui structure les vecteurs de pente et de profondeur. Cette organisation spatiale géomorphologique affecte également les caractéristiques du substrat. Les processus glaciaires ont façonné le paysage de la vallée du Saint-Laurent. La présence des bourrelets morainiques soumis à l'érosion explique la présence de sédiments grossiers dans la région à l'étude (Lorrain *et al.*, 1993). De plus, la rive sud du lac Saint-François offre une forte emprise aux vents dominants et aux vagues. Ceci affecte le substrat en créant des plages de sable dans des baies refermées par des pointes composées de matériaux grossiers (till) (Morin *et al.*, 2001). Tel que souligné par Wiegand (1988), la physiographie d'un cours d'eau influence les facteurs physiques tel que le courant et les conditions du substrat, qui déterminent alors directement la flore du cours d'eau.

L'analyse de la structure spatiale issue de la matrice géographique permet également d'expliquer une partie importante de la variation (20,2%) dans la distribution des espèces macrophytiques du lac Saint-François. De la même manière que la matrice du paysage, la matrice géographique permet d'observer les patrons de distribution des espèces et l'arrangement des variables environnementales et du paysage dans

l'espace. Un gradient sud-ouest/nord-est marqué a été observé dans les données d'abondance d'espèces. Ce gradient semble se construire à partir de l'embouchure de la rivière La Guerre qui divise le territoire en deux sections, une section en amont et une en aval. La partie du territoire en amont (au sud-ouest) présente une abondance de *Chara* sp. et de *Stuckenia pectinata* alors qu'en aval (au nord-est), on observe la dominance de *Butomus umbellatus f. vallisneriifolius* et *Vallisneria americana*. La présence du même gradient dans les variables de contenu en phosphore et de pourcentage de limon des sédiments semble expliquer cette structure dans la végétation. Ozimek (1978) a observé des changements dans la composition des communautés macrophytiques le long d'un gradient d'éléments nutritifs amenés par les égouts municipaux dans le lac Mikołajskie en Pologne. Dans les sites les plus pollués, des espèces principalement de canopée et de forme érigée comme *Potamogeton perfoliatus*, *Elodea canadensis* et *Myriophyllum spicatum* ont été trouvées. Les sites non-pollués étaient largement dominés par les *Characeae*. Chambers (1987) décrit les mêmes changements dans la biomasse d'espèces aux différentes formes de croissance sur des gradients de fertilité et de luminosité.

Les eaux de la rivière La Guerre sont caractéristiques des cours d'eau en milieu agricole, c'est-à-dire colorées, turbides et contenant des concentrations notables de phosphore, d'azote ainsi que de matières en suspension (Ministère de l'Environnement du Québec, 2003). Des chercheurs de l'Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement ont mesuré des concentrations de phosphore biodisponible allant jusqu'à 0,20 mg/L à l'exutoire de deux sous-bassins de la rivière

(Michaud *et al.*, 2004). Ces concentrations dépassent largement le critère québécois de qualité des cours d'eau de 0,03 mg/L en phosphore total, un seuil destiné à prévenir la prolifération des plantes aquatiques (MDDEPQ, 2005). On considère les cours d'eau dont les concentrations en phosphore total sont supérieures à 0,03 mg/L comme étant eutrophes et hyper-eutrophes lorsque les concentrations excèdent 0,10 mg/L (Wetzel, 2001). De plus, à l'embouchure de la rivière le long des berges du lac Saint-François, une augmentation de la turbidité lors des épisodes de pompage a souvent été constatée, due aux solides en suspension en provenance des terres agricoles (Sylvestre, 1989). Des traînées d'eau turbide ont alors été observées jusqu'à 12 à 15 km en aval de la station de pompage de la rivière (Messier, 1986). Cette dégradation locale du littoral pourrait être à l'origine des changements sud-ouest/nord-est dans la structure des herbiers macrophytiques. Par ailleurs, les processus dynamiques d'érosion, de transport et d'accumulation des sédiments, qui se manifestent à l'échelle du lac, pourraient prévaloir; le débit de la rivière (1,4 m³/s), même additionné d'une pompe (9 m³/s), reste plutôt faible. De plus, la structure sud-ouest/nord-est, présente dans la matrice de végétation et dans les vecteurs de texture et de richesse du substrat, s'observe également dans la bathymétrie de la zone d'étude. On peut d'ailleurs remarquer sur l'ordination du jeu de données B (figure 15) que le vecteur de profondeur est relativement corrélé à celui du phosphore ($r=0,468$). Les cartes représentant la profondeur (figure 13 a) et les concentrations en phosphore (figure 16 c) sur le territoire permettent de faire les mêmes observations. Cela pourrait s'expliquer par le fait que la plus grande partie de la matière organique, du calcium, du phosphore et des particules fines des sédiments tend à s'accumuler dans les eaux

profondes plutôt que dans les zones littorales peu profondes, affectées par les vagues et qui sont donc des environnements de haute énergie (Håkanson, 1977; Kleeberg *et al.*, 1999). Exception faite des chenaux, les parties profondes du lac Saint-François semblent former des zones de sédimentation de matériel fin (Lorrain, 1992 *In* : Armellin, 1994). Une étude de Carignan et Lorrain (2000) démontre l'accumulation de sédiments dans les sites plus profonds que 4 m en dehors des chenaux principaux. Cette sédimentation serait récente; elle pourrait être le résultat du dragage des canaux de navigation, augmentant ainsi le débit dans les chenaux principaux et causant une diminution des vitesses de courant dans les zones latérales, ce qui aurait favorisé un dépôt net de sédiments (Carignan et Lorrain, 2000).

L'assemblage des communautés macrophytiques dans le lac Saint-François est structuré le long de gradients environnementaux (profondeur, granulométrie et richesse du substrat) et paysagers (vecteur baie/pointe, exposition aux vents dominants et fetch), tel que résumé à la figure 17. Les interactions entre l'environnement ou le paysage et la végétation aquatique sont complexes. Si la distribution des espèces macrophytiques est affectée par le milieu, ce dernier est affecté en retour par la présence d'herbiers aquatiques (Madsen *et al.*, 2001). Il a été démontré par modélisation que les plantes aquatiques jouent un rôle déterminant sur l'écoulement estival dans le lac Saint-François (Morin, 2001). Puisqu'ils se développent généralement dans les zones de moins de 5m, les herbiers aquatiques concentrent le débit dans les chenaux principaux profonds du lac. De plus, les courants rapides augmentent la remise en suspension de sédiments dans les endroits

peu habités par les plantes alors que les plantes réduisent le débit à l'intérieur des herbiers et la turbidité en favorisant la sédimentation (Petticrew et Kalff, 1992; Madsen *et al.*, 2001).

La structure sud-ouest/nord-est présente dans la végétation et dans certaines variables environnementales se remarque également en analysant la fraction géographique pure. La distribution des espèces, dont *Butomus umbellatus f. vallisneriifolius* (15,15% de sa variation est expliquée par cette fraction), n'est donc pas seulement due à des facteurs environnementaux et des éléments du paysage mais est également structurée par la géographie. Pour expliquer l'importance de cette fraction, il est d'abord possible que des variables environnementales ayant une structure spatiale géographique prépondérante aient été omises de l'étude (Borcard et Legendre, 1994). La circulation des bateaux, la proximité à la voie maritime, la densité des canaux, de maisons et les fosses septiques, la présence de périphyton et surtout l'importance des vagues sont des variables qui pourraient être intégrées au modèle d'analyse. La fraction purement géographique pourrait également être expliquée par des processus reliés à la propagation des espèces. Il a été rapporté que le rhizome pouvait compter pour plus de 30% du poids frais de la biomasse d'un plant de *Butomus umbellatus* (Sculthrope, 1967). En plus d'être un organe de réserve pour la survie aux conditions non-favorables, par exemple les hivers froids, le rhizome sert à la multiplication végétative. De plus, la production de graines chez *B. umbellatus* est souvent limitée (Hroudová et Zákavský, 1994) ou absente (dans le cas de la forme stérile *vallisneriifolius*). Une tendance existe chez les hydrophytes vers le remplacement de

la reproduction sexuée par la reproduction végétative (Sculthrope, 1967). La forme de croissance des plantes clonales, par exemple le développement de rhizomes ou de stolons, peut influencer de façon importante les patrons de distribution des individus. (McLellan *et al.*, 1997). La reproduction végétative pourrait ainsi accentuer la formation d'agrégats dans les lits macrophytiques. De plus, tout comme pour la végétation terrestre, la plupart des propagules produites par les macrophytes submergées se retrouvent le plus souvent proche du plant parent (Van den Berg *et al.*, 2001). Par exemple, chez *Chara aspera*, des expériences ont démontré que d'importantes banques d'oospores se concentrent à l'intérieur des bosquets déjà établis par l'espèce (Van den Berg *et al.*, 2001). Les propagules immigrantes doivent également rivaliser avec des populations clonales déjà établies (Santamaría, 2002). Ce phénomène de contagion pourrait renforcer les patrons spatiaux observés dans les communautés macrophytiques du lac Saint-François.

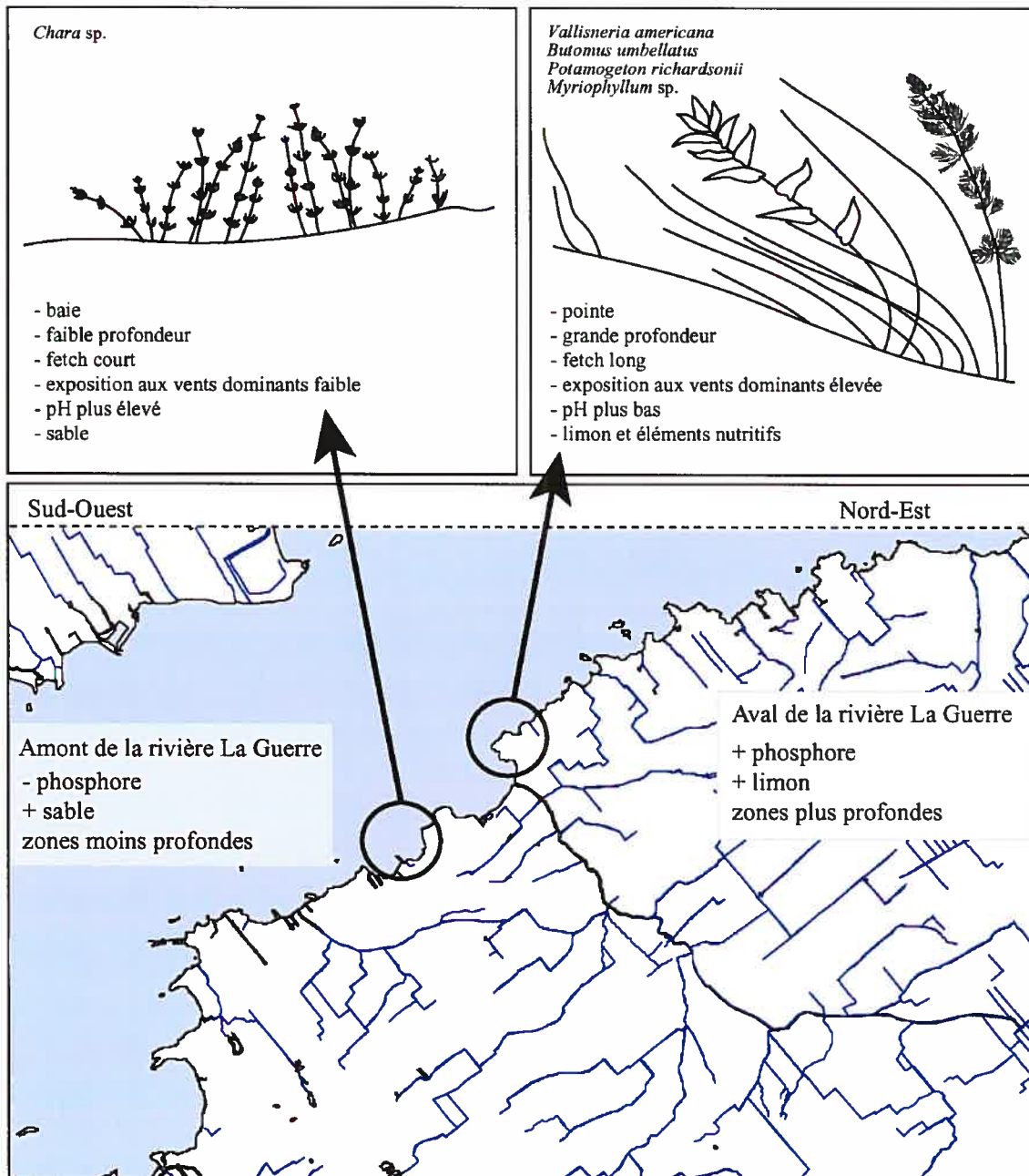


Figure 17. Représentation schématique résumant les interactions entre les espèces macrophytiques dans le lac Saint-François et les gradients environnementaux (profondeur, granulométrie et richesse du substrat) et paysagers (vecteur baie/pointe, exposition aux vents dominants et fetch).

6. Conclusion

L'écologie du paysage s'intéresse aux interrelations entre les patrons spatiaux et les processus écologiques, ainsi qu'aux perturbations d'origine anthropique provoquant des transformations dans le milieu. Ces notions ont d'abord été utilisées sur la terre ferme, pour étudier les changements dans le temps des territoires agricoles ou forestiers. Cependant, tel que soulevé par Robbins et Bells (1994) pour les paysages sous-marins, les principes d'écologie du paysage, faisant appel aux concepts d'hétérogénéité et d'échelles spatio-temporelles, peuvent également s'appliquer aux systèmes macrophytiques en eau douce. Les résultats de l'étude, impliquant différents facteurs environnementaux, éléments du paysage ainsi que l'analyse de la structure spatiale des herbiers submergés du lac Saint-François, démontrent l'intérêt d'une telle intégration de l'écologie du paysage sous l'eau.

Le modèle écologique développé a permis de mettre en relation des matrices environnementale, paysagère, géographique et temporelle et d'estimer, à l'aide de la partition de la variance, l'importance relative de chacune d'elles dans la composition des herbiers macrophytiques du lac Saint-François. En plus de souligner le rôle de certains facteurs environnementaux dans la structure des assemblages floristiques dont la profondeur et la qualité du substrat, les résultats des analyses de redondance mettent en évidence dans les données d'abondance d'espèces une structure spatiale faisant appel aux éléments du paysage. Ces variables (principalement la structure de pointes et baies, le fetch et l'exposition aux vents dominants) expliquent effectivement une portion significative de la variation spatiale dans l'assemblage des

espèces macrophytiques. L'étude de la morphologie du paysage suggère une vision dynamique de l'écologie aquatique qui considère le cours d'eau comme étant une mosaïque hétérogène, un paysage en soi ayant une structure interne distincte (Wiens, 2002).

La variation spatiale issue de la matrice géographique a révélé un gradient fort du sud-ouest vers le nord-est dans les matrices de végétation et de l'environnement. Deux groupes contrastés de végétation se positionnent de chaque côté de la rivière La Guerre : une communauté dominée par *Chara* sp. en amont de la rivière et une communauté dominée par *Butomus umbellatus* f. *vallisneriifolius*, *Vallisneria americana* et *Potamogeton richardsonii* en aval. Le même gradient a été observé dans le pH de l'eau, la profondeur, le contenu en phosphore et les fractions de sable et limon des sédiments. On pourrait y voir une influence de la rivière et des apports des terres agricoles environnantes. Cependant, les accumulations de minéraux et de particules fines dans les sédiments pourraient être également dues à la sédimentation, qui se produit dans les zones plus profondes du lac Saint-François, les zones non-affectées par l'action des vagues.

Les considérations liées aux dynamiques de sédimentation et aux processus hydrologiques dans le lac Saint-François s'inscrivent dans un contexte de modification du paysage (régularisation et canalisation, dragage, artificialisation des rives). S'ajoute à ces changements l'introduction de plantes exotiques dans le lac, dont *Butomus umbellatus*. L'étude montre l'importance de la présence de *Butomus*

umbellatus sous sa forme submergée (*f. vallisneriifolius*). On pourrait supposer que la propagation de *B. umbellatus* à partir de son introduction au début du 20^e siècle fut facilitée par la présence des périodes de crue et d'étiage sur le littoral du Saint-Laurent. Après une baisse exceptionnelle du niveau d'eau du Saint-Laurent en 1931, Marie-Victorin a observé l'exondation de colonies de *Chara* et l'expansion des colonies de *B. umbellatus* dans la région de Montréal (Marie-Victorin, 1943). De plus, il a été démontré que les variations saisonnières du niveau d'eau du lac Saint-François ont significativement été réduites à partir de la complétion du canal de Beauharnois en 1958 (Morin et Leclerc, 1998). Le contrôle étroit des variations de niveaux d'eau par les différents barrages sur le lac à partir des années 60 pourrait avoir entraîné une modification des habitats et de la structure des assemblages des espèces. Pageau et Lévesque ont d'ailleurs observé en 1964 le début d'un recul des populations de *B. umbellatus* dans la région montréalaise (*In* : Demers, 1983).

Il a été démontré que la réduction (ou le retrait) par l'action humaine de la variabilité environnementale promeut le remplacement des espèces spécialisées par des espèces généralistes et exotiques (Poff et Allan, 1995; Aznar *et al.*, 2003). Sans toutefois pouvoir s'appuyer sur des données historiques pour le lac Saint-François, il est possible d'imaginer que les populations de *B. umbellatus f. vallisneriifolius* seraient aujourd'hui en régression et qu'elles seront éventuellement remplacées par des espèces indigènes, telles que *Vallisneria americana*, *Stuckenia pectinata* ou *Chara* sp.. Par ailleurs, la sédimentation récente dans le lac Saint-François et la diminution de la turbulence sur le littoral pourraient plutôt orienter le remplacement de *B.*

umbellatus vers des espèces de canopée, par exemple *Myriophyllum spicatum*. Cette espèce exotique qui investit principalement dans les tissus photosynthétiques semble croître particulièrement bien en milieux riches en éléments nutritifs (Van Wijck *et al.*, 1994). Des changements dans les processus qui contrôlent la qualité du substrat des zones littorales du Lac Saint-François pourraient ainsi transformer les assemblages macrophytiques.

Afin de pouvoir tester ces hypothèses dans quelques décennies, les données précises de l'échantillonnage géoréférencées sont colligées dans l'annexe 8. En plus de la variété et de la complexité des facteurs régulant leur formation et leur composition, les communautés de plantes aquatiques sont affectées par des processus qui changent dans le temps. Tout comme les paysages terrestres, les paysages aquatiques sont en constante évolution.

Références

- Allan, J.D., Erickson, D.L., Fay, J. (1997) The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, **37**, 149-161.
- Anderson, L.C., Zeis, C.D., Alam, S.F. (1974) Phytogeography and possible origins of *Butomus* in North America. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, **101**, 5, 292-296.
- Anderson, M.J., Gribble, N.A. (1998) Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set. *Australian Journal of Ecology*, **23**, 158-167.
- Anderson, M.R., Kalff, J. (1986) Regulation of submerged aquatic plant-distribution in a uniform area of a weedbed. *Journal of Ecology*, **74**, 953-961.
- Armellin, A., Mousseau, P., Turgeon, P. (1994) Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du lac Saint-François. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'Environnement.
- Ashworth, J., Keyes, D., Kirk, R., Lessard, R. (2001) Standard procedure in the hydrometer method for particle size analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **32**, 633-642.
- Aznar, J.C., Dervieux, A., Grillas, P. (2003) Association between aquatic vegetation and landscape indicators of human pressure. *Wetlands*, **23**, 149-160.
- Barko, J.W., Hardin, D.G., Matthews, M.S. (1982) Growth and morphology of submerged freshwater macrophytes in relation to light and temperature. *Canadian Journal of Botany*, **60**, 877-887.
- Barko, J.W., Smart, R.M. (1986) Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. *Ecology*, **67**, 5, 1328-1340.
- Barko, J.W., Gunnison, D., Carpenter, S.R. (1991) Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, **41**, 41-65.
- Bini, L.M., Thomaz, S.M., Murphy, K.J., Camargo, A.F.M. (1999) Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, **415**, 147-154.
- Borcard, D., Legendre, P., Drapeau, P. (1992) Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, **73**, 1045-1055.
- Borcard, D., Legendre, P. (1994) Environmental control and spatial structure in ecological communities: an example using oribatid mites (Acari, Oribatei). *Environmental and Ecological Statistics*, **1**, 37-61.
- Bouchard, A. (2003) Marie-Victorin, témoin expert dans une cause sur un marécage du lac Saint-François, le Saint-Laurent. *Le Naturaliste Canadien*, **127**, pp.11-21.
- Bouchard, A., Domon, G. (1997) The transformations of the natural landscapes of the Haut-Saint-Laurent (Québec) and their implications on future resource management. *Landscape and Urban Planning*, **37**, 99-107.
- Bouchard, A., Jean, M. (2001) Historique d'un paysage de tourbières profondément transformé par l'homme (chapitre 19). In: *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, pp. 389-398 et 604-605, Payette, S., Rochefort, L. (sous la direction de). Les Presses de l'Université Laval, Québec, 621 p..

- Bouyoucos, G.J. (1962) Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronomical Journal*, **54**, 464-465.
- Capers, R.S. (2000) A comparison of two sampling techniques in the study of submersed macrophyte richness and abundance. *Aquatic Botany*, **68**, 87-92.
- Carignan, R., Kalff, J. (1980) Phosphorus sources for aquatic weeds - water or sediments. *Science*, **207**, 987-989.
- Carignan, R., Lorrain, S., Lum, K. (1994) A 50-yr Record of pollution by nutrients, trace metals, and organic chemicals in the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **51**, 1088-1100.
- Carignan, R., Lorrain, S. (2000) Sediment dynamics in the fluvial lakes of the St. Lawrence River: accumulation rates and characterization of the mixed sediment layer. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **57**, 63-77. Suppl. 1.
- Carr, G.M., Duthie, H.C., Taylor, W.D. (1997) Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany*, **59**, 195-215.
- Chambers, P.A. (1987) Light and nutrients in the control of aquatic plant community structure. 2. *In situ* observations. *Journal of Ecology*, **75**, 621-628.
- Chambers, P.A., Kalff, J. (1987) Light and nutrients in the control of aquatic plant community structure. 1. *In situ* experiments. *Journal of Ecology*, **75**, 611-619.
- Chambers, P.A., Prepas, E.E. (1988) Underwater spectral attenuation and its effect on the maximum depth of angiosperm colonization. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **45**, 1010-1017.
- Chambers, P.A., Prepas, E.E., Bothwell, M.L., Hamilton, H.R. (1989) Roots versus shoots in nutrient-uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **46**, 435-439.
- Chambers, P.A., Prepas, E.E., Hamilton, H.R., Bothwell, M.L. (1991) Current velocity and its effect on aquatic macrophytes in flowing waters. *Ecological Applications*, **1**, 249-257.
- Coops, H., Doef, R.W. (1996) Submerged vegetation development in two shallow, eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, **340**, 115-120.
- Crow, G.E., Hellquist, C.B. (2000a) Aquatic and Wetland Plants of Northeastern North America: A Revised and Enlarged Edition of Norman C. Fassett's A Manual of Aquatic Plants. *Volume One – Pteridophytes, Gymnosperms and Angiosperms: Dicotyledons*. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, 480 p..
- Crow, G.E., Hellquist, C.B. (2000b) Aquatic and Wetland Plants of Northeastern North America: A Revised and Enlarged Edition of Norman C. Fassett's A Manual of Aquatic Plants. *Volume Two – Angiosperms: Monocotyledons*. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, 400 p.
- Cushman, S.A., McGarigal, K. (2002) Hierarchical, multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology*, **17**, 637-646.
- Dale, H.M. (1986) Temperature and light: The determining factors in maximum depth distribution of aquatic macrophytes in Ontario, Canada. *Hydrobiologia*, **133**, 73-77.

Dalle, S.P., Lopez, H., Diaz, D., Legendre, P., Potvin, C. (2002) Spatial distribution and habitats of useful plants: an initial assessment for conservation on an indigenous territory, Panama. *Biodiversity and Conservation*, **11**, 637-667.

Demars, B.O.L., Harper, D.M. (1998) The aquatic macrophytes of an English lowland river system: assessing response to nutrient enrichment. *Hydrobiologia*, **384**, 75-88.

Demers, M. (1983) L'étude phytosociologique de la partie nord-est du lac Saint-François. M.Sc. en biologie. Université du Québec à Montréal, Montréal.

Duarte, C.M., Kalff, J. (1986) Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnology and Oceanography*, **31**, 5, 1072-1080.

Duarte, C.M., Kalff, J., Peters, R.H. (1986) Patterns in biomass and cover of aquatic macrophytes in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **43**, 1900-1908.

Duarte, C.M., Kalff, J. (1988) Influence of lake morphometry on the response of submerged macrophytes to sediment fertilization. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **45**, 216-221.

Duarte, C.M., Kalff, J. (1990) Patterns in the submerged macrophyte biomass of lakes and the importance of the scale of analysis in the interpretation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **47**, 357-363.

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

Environmental System Research Institute -ESRI. (1999) ArcView GIS 3.2. California, USA.

Farmer, A.M., Adams, M.S. (1989) A consideration of the problems of scale in the study of the ecology of aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, **33**, 177-189.

Fassett, N.C. (1960). A manual of aquatic plants. University of Wisconsin Press, Madison, WI., 405 p..

Faubert, J. (2000) *Potamogetonaceae* in Southern Quebec: identification and distribution. *Canadian Field-Naturalist*, **114**, 359-380.

Fortin, G., Leclair, D., Sylvestre, A. (1994) Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-François. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'Environnement.

French, T.D., Chambers, P.A. (1996) Habitat partitioning in riverine macrophyte communities. *Freshwater Biology*, **36**, 509-520.

Frenette, M., Barbeau, C., Verette, J-Ls. (1989) Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent. HYDROTECH Inc. pour le Gouvernement du Canada, Environnement Canada et pour le Gouvernement du Québec, Projet de mise en valeur du Saint-Laurent.

Gee, G.W., Bauder, J.W. (1986) Particle-size analysis. In: *Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods-Agronomy Monograph no.9*, pp.383-411, American Society of agronomy-Soil science society of America, Madison, WI, USA.

Groupe de travail sur les écorégions. (1989) Régions écoclimatiques du Canada. Série de la classification du territoire no.23, Comité canadien sur la classification du territoire, Service canadien de la faune, Environnement Canada, 119 p..

- Håkanson, L. (1977) The influence of wind, fetch, and water depth on the distribution of sediments in Lake Vanern, Sweden. *Canadian Journal of Earth Sciences*, **14**, 397-412.
- Håkanson, L. (1981) A manual of lake morphometry. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany. 78 p..
- Haslam, S. M. (1978) River plants. Cambridge University Press. Cambridge, 396 p..
- Hellquist, C. B., Crow G. E. (1980) Aquatic Vascular Plants of New England: Part 1. *Zosteraceae, Potamogetonaceae, Zannichelliaceae, Najadaceae*. Durham, New Hampshire. 68 p..
- Hroudová, Z. (1989) Growth of *Butomus umbellatus* at a stable water level. *Folia geobotanica et phytotaxonomica*, Praha, **24**, 371-385.
- Hroudová, Z., Zákravský, P. (1994) *Butomus umbellatus*-community in the Czech and Slovak Republics. *Preslia*, **66**, 97-114.
- Hroudová, Z., Krahulcová, A., Zákravský, P., Jarolímová, V. (1996) The biology of *Butomus umbellatus* in shallow waters with fluctuating water level. *Hydrobiologia*, **340**, 27-30.
- Hudon, C. (1997) Impact of water level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 2853-2865.
- Hudon, C., Lalonde, S., Gagnon, P. (2000) Ranking the effects of site exposure, plant growth form, water depth, and transparency on aquatic plant biomass. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **57**, 31-42. Suppl. 1.
- Idestam-Almquist, J., Kautsky, L. (1995) Plastic responses in morphology of *Potamogeton pectinatus* L. to sediment and above-sediment conditions at two sites in the Northern Baltic proper. *Aquatic Botany*, **52**, 205-216.
- Jean, M., Bouchard, A. (1991) Temporal changes in wetland landscapes of a section of the St-Lawrence-River, Canada. *Environmental Management*, **15**, 241-250.
- Karkanis, P.G., Au, K., Schaalje, G.B. (1991) Comparison of 4 measurement schedules for determination of soil particle-size distribution by the hydrometer method. *Canadian Agricultural Engineering*, **33**, 211-215.
- Kleeberg, A., Jendritzki, D., Nixdorf, B. (1999) Surficial sediment composition as a record of environmental changes in the catchment of shallow Lake Petersdorf, Brandenburg, Germany, *Hydrobiologia*, **408/409**, 185-192.
- Lavoie, C., Jean, M., Delisle, F., Letourneau, G. (2003) Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*, **30**, 537-549.
- Legendre, P., Fortin, M.J. (1989) Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, **80**, 107-138.
- Legendre, P. (1999a) Transformations & species scores programs, Département de sciences biologiques, Université de Montréal.
- Legendre, P. (1999b) K-means partitioning program In : *The R Package for multivariate and spatial analysis*, version 4.0 - User's manual. Département de sciences biologiques, Université de Montréal.
- Legendre, P., Gallagher, E.D. (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, **129**, 271-280.

Legendre, P. Legendre L. (1998) Numerical ecology. Elsevier Science B.V., Amsterdam, The Netherlands, 853 p..

Lehmann, A., Castella, E., Lachavanne, J.B. (1997) Morphological traits and spatial heterogeneity of aquatic plants along sediment and depth gradients, Lake Geneva, Switzerland. *Aquatic Botany*, **55**, 281-299.

Lepage, S., Biberhofer, J., Lorrain, S. (2000) Sediment dynamics and the transport of suspended matter in the upstream area of Lake St. Francis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **57**, 52-62. Suppl. 1.

Lepage, S. (1997) Des fleuves dans un fleuve: Bilan des connaissances sur les aspects physiques et chimiques du Saint-Laurent. In: *Collection Environnement*. Lauzon, L., Dion, H. et Delisle, C.E., édés, Association des biologistes du Québec.

Lorrain, S., Jarry, V., Guertin, K. (1993) Répartition spatiale et évolution temporelle des biphényles polychlorés et du mercure dans les sédiments du lac Saint-François; 1979-1989. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation et Protection.

Ludovisi, A., Pandolfi, P., Taticchi, M.I. (2004) A proposed framework for the identification of habitat utilisation patterns of macrophytes in River Po catchment Basin Lakes (Italy). *Hydrobiologia*, **523**, 87-101.

Mackay, S.J., Arthington, A.H., Kennard, M.J., Pusey, B.J. (2003) Spatial variation in the distribution and abundance of submersed macrophytes in an Australian subtropical river. *Aquatic Botany*, **77**, 169-186.

Madsen, T.V., Sand-Jensen, K. (1991) Photosynthetic carbon assimilation in aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, **41**, 5-40.

Madsen, J.D., Chambers, P.A., James, W.F., Koch, E.W., Westlake, D.F. (2001) The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, **444**, 71-84.

Marie-Victorin, Fr. (1935) Flore Laurentienne. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, Québec.

Marie-Victorin, Fr. (1943) Observations botaniques sur les effets d'une exceptionnelle baisse du niveau du Saint-Laurent durant l'été de 1931. *Contributions de l'Institut Botanique de l'Université de Montréal*, **48**, 21-28.

McLellan, A.J., Prati, D., Kaltz, O., Schmid, B. (1997) Structure and analysis of phenotypic and genetic variation in clonal plants. In: *The ecology and evolution of clonal plants*, pp. 185-210, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

Mehlich, A. (1984) Mehlich III soil extractant: A modification of Mehlich II extractant. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, **15**, **12**, 1409-1416.

Messier, G. (1986) Rivière La Guerre: pré-étude environnementale. Rapport de Urgel Delisle et Associés. Pour le Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec, 50 p..

Michaud, A., Deslandes, J., Desjardins, J. (2004) Rapport final: Réseau d'actions concertées en bassins versants agricoles. Rapport de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement. Projet de recherche no. 212, Québec, 106 p..

Middelboe, A. L., Markager, S. (1997) Depths limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, **37**, 553-568.

Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec. (2005) Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. [Version électronique en ligne].
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm> (Page consultée le 24 février).

Ministère de l'environnement du Québec. (2003) Plan d'action pour la rivière La Guerre et Saint-Anicet. 4 p..

Morin, J., Boudreau, P., Leclerc, M. (1994) Réhabilitation de l'écosystème du Saint-Laurent/Lac Saint-François: les bases de la modélisation hydrodynamique. Enregistré à l'IRNS-Eau, Rapport No. R-412, 65 p.

Morin, J., Leclerc, M. (1998) From pristine to present state: hydrology evolution of Lake Saint-François, St. Lawrence River. *Canadian Journal of Civil Engineering*, **25**, 864-879.

Morin, J., Boudreau, P., Secretan, Y., Leclerc, M. (2000 a) Pristine lake Saint-François, St. Lawrence River: hydrodynamic simulation and cumulative impact. *Journal of Great Lakes Research* , **26**, 384-401.

Morin, J., Leclerc, M., Secretan, Y., Boudreau, P. (2000 b) Integrated two-dimensional macrophytes-hydrodynamic modeling. *Journal of Hydraulic Research*, **38**, 163-172.

Morin, Jean. (2001) Modélisation des facteurs abiotiques de l'écosystème fluvial du lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent. Thèse de Ph.D. en Sciences de l'eau. Université du Québec/Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau).

Morin, J., Fortin, P., Boudreau, P., Secretan, Y., Leclerc, M. (2001) Atlas des courants du Saint-Laurent: Lac Saint-François. Rapport conjoint INRS-Eau/Environnement Canada-SMC. Enregistré à Environnement Canada, Service météorologique, Rapport scientifique RS-101, Sainte-Foy; enregistré à l'IRNS-Eau, Rapport No. R-581, 31 p..

Owen, G., Wile, I. (1975) Causes, consequences and control of excessive aquatic plant growths in lake St-François. Southeastern region, Kingston, Ontario, Ontario Ministry of Environment.

Ozimek, T. (1978) Effect of municipal sewage on the submerged macrophytes of a lake littoral. *Ekologia Polska*, **26**, **1**, 3-39.

Petticrew, E.L., Kalff, J. (1992) Water-flow and clay retention in submerged macrophyte beds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **49** , 2483-2489.

Pinel-Alloul, B., Niyonsenga, T., Legendre, P. (1995) Spatial and environmental components of fresh-water zooplankton structure. *Écoscience*, **2**, 1-19.

Pip, E. (1989) Water temperature and fresh-water macrophyte distribution. *Aquatic Botany*, **34**, 367-373.

Poizat, G., Pont, D. (1996) Multi-scale approach to species-habitat relationships: juvenile fish in a large river section. *Freshwater Biology*, **36**, 611-622.

Poff, N.L., Allan, J.D. (1995) Functional organization of stream assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, **76**, **2**, 606-627.

- Prins, H.B.A., Snel, J.F.H., Zanstra, P.E. (1982) The mechanism of photosynthetic bicarbonate utilization. In: *Studies on Aquatic Vascular Plants*, pp. 120-126, Royal Botanical Society of Belgium, Brussels.
- Quinghong, L., Bråkenhielm, S. (1995) A statistical approach to decompose ecological variation. *Water Air and Soil Pollution*, **85**, 1587-1592.
- Rea, T.E., Karapatakis, D.J., Guy, K.K., Pinder, J.E., Mackey, H.E. (1998) The relative effects of water depth, fetch and other physical factors on the development of macrophytes in a small southeastern US pond. *Aquatic Botany*, **61**, 289-299.
- Richards, C., Haro, R.J., Johnson, L.B., Host, G.E. (1997) Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology*, **37**, 219-&.
- Richards, C., Johnson, L.B., Host, G.E. (1996) Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53**, 295-311. Suppl. 1.
- Riis, T., Biggs, B.J.F. (2001) Distribution of macrophytes in New Zealand streams and lakes in relation to disturbance frequency and resource supply-a synthesis and conceptual model. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **35**, 255-267.
- Robbins, B.D., Bell, S.S. (1994) Seagrass landscapes - a terrestrial approach to the marine subtidal environment. *Trends in Ecology & Evolution*, **9**, 301-304.
- Roman, C.T., Barrett, N.E., Portnoy, J.W. (2001) Aquatic vegetation and trophic condition of Cape Cod (Massachusetts, USA) kettle ponds. *Hydrobiologia*, **443**, 31-42.
- Rondeau, B. (1993) Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent/1985-1990/Tronçon Cornwall-Québec. Centre Saint-Laurent, Conservation et Protection, Région du Québec, Environnement Canada . 242 p.
- Ruta, P. J. (1981) Littoral macrophyte communities of the St.Lawrence River, New York. M.Sc. of Science, State University of New York, College of Environmental Science and Forestry, Syracuse, New York.
- Sand-Jensen, K. (2003) Drag and reconfiguration of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, **48**, 271-283.
- Sand-Jensen, K. (1989) Environmental variables and their effect on photosynthesis of aquatic plant-communities. *Aquatic Botany*, **34**, 5-25.
- Santamaría, L. (2002) Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. *Acta Oecologica*, **23**, 137-154.
- Schneider, S., Melzer, A. (2004) Sediment and water nutrient characteristics in patches of submerged macrophytes in running waters. *Hydrobiologia*, **527**, 195-207.
- Sculthorpe, C. D. (1967) *The Biology of Aquatic Vascular Plants*. Koeltz Scientific Books, Königstein/West Germany, 610 p..
- Spence, D.H.N., Maberly, S.C. (1985) Occurrence and ecological importance of HCO₃⁻ Use among aquatic higher plants. In: *Inorganic Carbon Uptake by Aquatic Photosynthetic Organisms*, pp. 125-143, WJ Lucas and JA Berry Eds, American Society of Plant Physiologists.
- Strahler, A.N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union*, **38**, 913-920.

Strand, J.A., Weisner, S.E.B. (1996) Wave exposure related growth of epiphyton : implications for the distribution of submerged macrophytes in eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, **325**, 113-119.

Sylvestre, A. (1989) Pertes d'usage du milieu aquatique dans le lac Saint-François. Direction de la qualité du milieu aquatique, Ministère de l'Environnement du Québec, 68 p..

ter Braak, C. J. F. and Šmilauer, P. (2002). CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA, 500 p..

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

Van den Berg, M.S., Coops, H., Simons, J. (2001) Propagule bank buildup of *Chara aspera* and its significance for colonization of a shallow lake. *Hydrobiologia*, **462**, 9-17.

Van Wijck, C., Grillas, P., Degroot, C.J., Ham, L.T. (1994) A comparison between the biomass production of *Potamogeton pectinatus* L and *Myriophyllum spicatum* L in the Camargue (Southern France) in relation to salinity and sediment characteristics. *Vegetatio*, **113**, 171-180.

Verhoeven, J.T.A., Jacobs, R.P.W.M., Van Vierssen, W. (1982) Life-strategies of aquatic plants: some critical notes and recommendations for future research. In: *Studies on Aquatic Vascular Plants*, pp. 158-164, Royal Botanical Society of Belgium, Brussels.

Vestergaard, O., Sand-Jensen, K. (2000) Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **57**, 2022-2031.

Wetzel, R.G. (1999) Plants and water in and adjacent to lakes. In: *Eco-Hydrology/Plants and water in terrestrial and aquatic environments*, pp. 269-299, Routledge, Taylor & Francis Group, London and New York.

Wetzel, R.G. (2001) Limnology : Lake and river ecosystems. Academic Press, U.S.A. 1006 p.

Wiegand, G. (1988) Analysis of flora and vegetation in rivers: Concepts and applications. In: *Vegetation of inland waters*, pp. 311-340, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Wiens, J.A. (2002) Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, **47**, 501-515.

Wiley, M.J., Kohler, S.L., Seelbach, P.W. (1997) Reconciling landscape and local views of aquatic communities: lessons from Michigan trout streams. *Freshwater Biology*, **37**, 133-145.

Annexe 1

Protocole granulométrie-hydrométrie (méthode modifiée à partir de: Bouyoucos, 1962; Gee et Bauder, 1986; Karkanis *et al.*, 1991; Asworth *et al.*, 2001).

1. Faire sécher les échantillons à l'air libre dans des sacs de papier suspendus (2 semaines).
2. Tamiser les échantillons à l'aide d'un tamis 2 mm.
3. Préparer une solution de Calgon (hexametaphosphate de sodium (Na)) de 2% (200g+9600ml de H₂O) (42g de Calgon+2000ml).
4. Peser 50g de sol.
5. Verser les 50g de sol et 300ml de la solution de Calgon dans un pot Masson de 1L.
6. Préparer un échantillon de contrôle sans ajouter de sol (300ml de la solution de Calgon seulement).
7. Bien mélanger à l'aide d'une baguette et laisser reposer pendant la nuit (16h).
8. Mélanger énergiquement avec un agitateur et une barre magnétique.
9. Transférer la suspension au complet dans un cylindre gradué de 1000ml.
10. Compléter le volume dans le cylindre gradué à 1L avec de l'eau distillée.
11. Mélanger soigneusement la solution à l'aide d'une tige à plonger.
12. Dès que la tige est retirée (temps zéro), commencer immédiatement à compter le temps en secondes.
13. Disposer délicatement l'hydromètre (ASTM 152H) dans le cylindre et laisser flotter.
14. Prendre les lectures sur la tige graduée de l'hydromètre à la partie supérieure du ménisque.
15. S'il y a lieu, ajouter quelques gouttes d'octanol pour éliminer la mousse qui se forme à la surface de la solution.
16. Noter la lecture pour chaque échantillon aux intervalles de 40s et de 6h (prendre chaque fois une mesure dans la solution contrôle).

Calculs des fractions granulométriques (%):

$$\text{Fraction de sable} = 100\% - \frac{\text{lecture corrigée* de l'hydromètre à 40s} \times 100}{50\text{g (poids sec du sol)}}$$

$$\text{Fraction d'argile} = \frac{\text{lecture corrigée* de l'hydromètre à 6h} \times 100}{50\text{g (poids sec du sol)}}$$

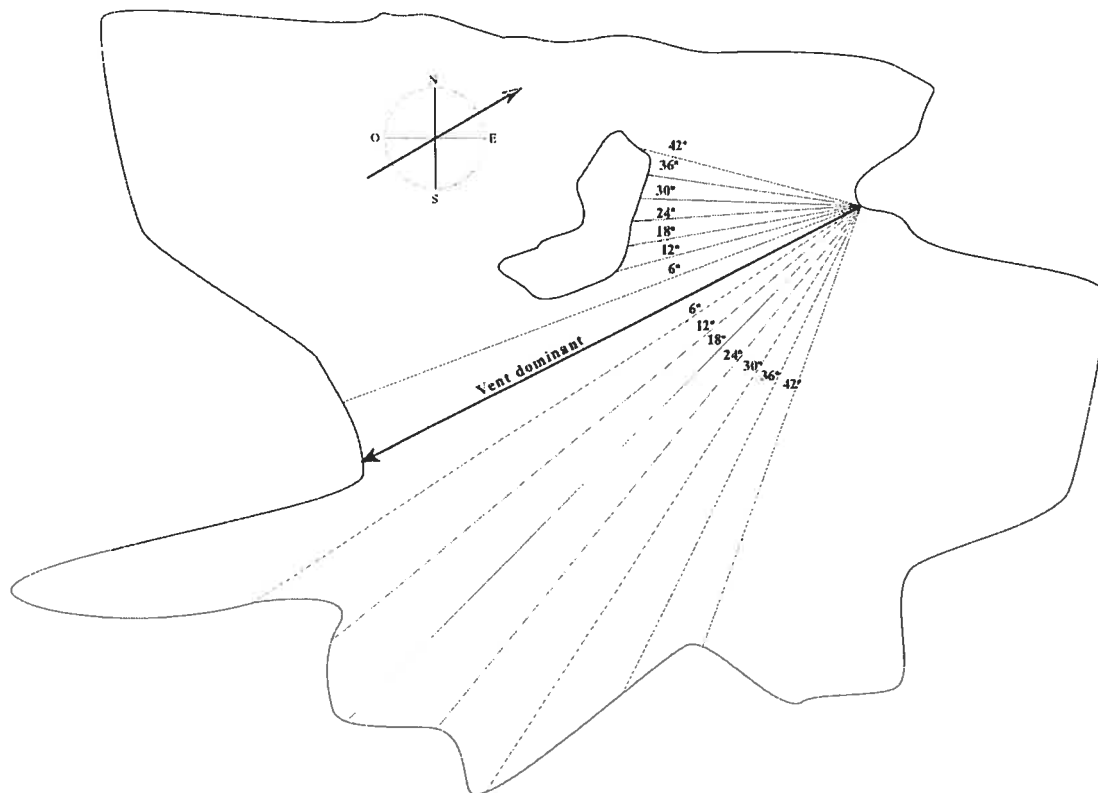
$$\text{Fraction de limon} = 100\% - \text{fraction de sable} - \text{fraction d'argile}$$

*la lecture corrigée sur l'hydromètre =
densité du sol en suspension (g/L) - densité de la solution témoin (g/L)

Annexe 2

Technique de calcul du fetch selon Håkanson, 1981.

La distance (χ en km) de chaque transect jusqu'à la rive ou une île est mesurée à chaque angle γ_i de 6° de part et d'autre de la médiane (340°), jusqu'à un angle de 42°.



Le fetch peut alors être calculé à partir de la formule suivante :

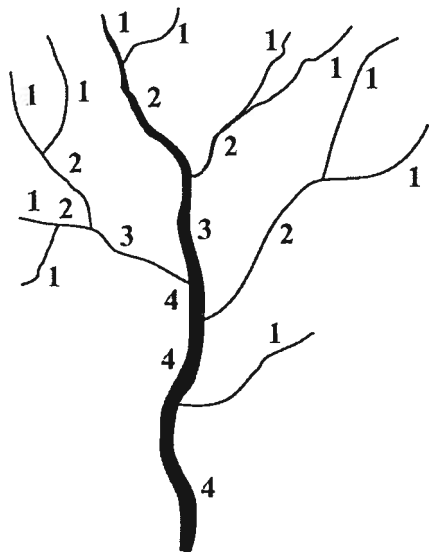
$$\text{Fetch} = \frac{\sum \chi_i \cos \gamma_i}{\sum \cos \gamma_i} \cdot S'$$

où $\sum \cos \gamma_i = 13,5$ (une constante)

S' = la constante d'échelle; 1,0 pour une échelle de 1:100 000

Annexe 3

Exemple de classification de Horton-Strahler



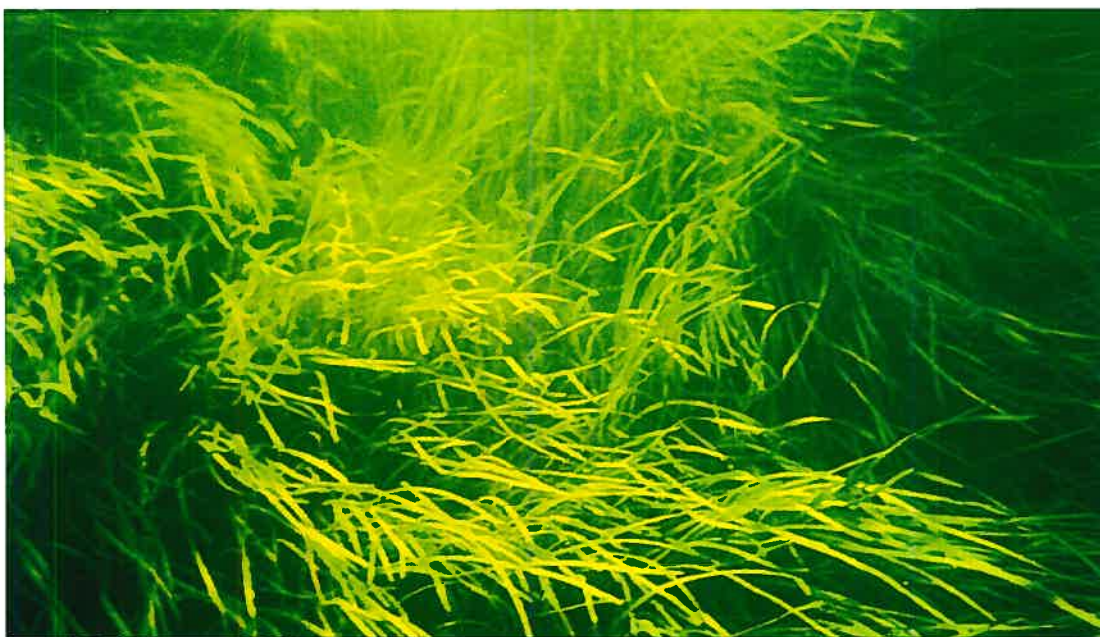
Ce schéma illustre le système de numérotation des tronçons d'un cours d'eau, de l'amont vers l'aval, de Horton-Strahler (Strahler, 1957). Dans cette méthode, les ramifications à l'amont qui sont dépourvues de tributaires sont d'ordre 1. Tel que présenté par le schéma, les tronçons d'ordre 1 qui se rejoignent forment un tronçon d'ordre supérieur, donc d'ordre 2. Deux segments d'ordre 2 qui se rejoignent forment un tronçon d'ordre 3 et ainsi de suite. On observe ainsi la hiérarchie du réseau hydrographique par l'importance croissante des segments. De plus, si un tronçon reçoit un tributaire d'ordre inférieur au sien, il conserve son ordre. Par exemple, le tronçon d'ordre 4 recevant un tributaire d'ordre 1 reste d'ordre 4.

Annexe 4 Photos groupes 1 et 2

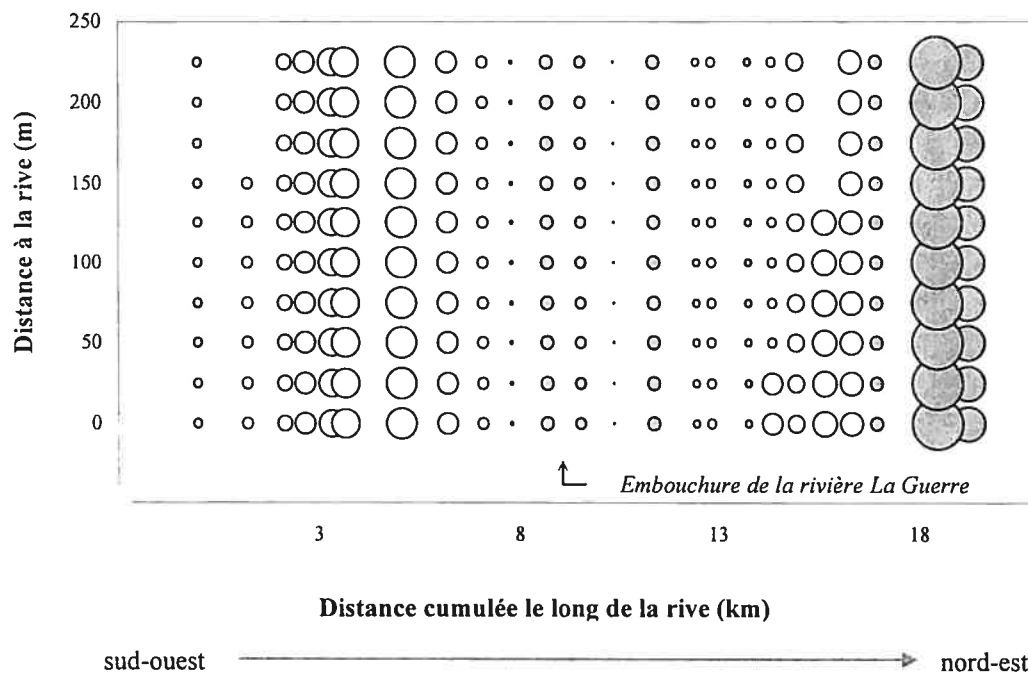
Photos groupe 1 : *Chara* sp.



Photos groupe 2 : *Vallisneria americana*, *Butomus umbellatus* f. *vallisneriifolius*, *Potamogeton richardsonii* et *Myriophyllum* sp.



Annexe 5



Carte géographique du deuxième axe canonique de l'analyse de redondance de la matrice de végétation et de la matrice géographique, en contrôlant la matrice temporelle (jeu de données A). Les bulles représentent les positions (ajustées au modèle canonique) des 233 sites (échantillonnés sur 24 transects) sur le deuxième axe de l'analyse de redondance de la matrice géographique (en contrôlant la matrice temporelle). Les bulles foncées représentent des valeurs positives et les bulles blanches des valeurs négatives. L'axe 2 explique 2,2 % de la variation (sur 20,2 % de la variation géographique totale, en contrôlant l'effet du temps).

Annexe 6

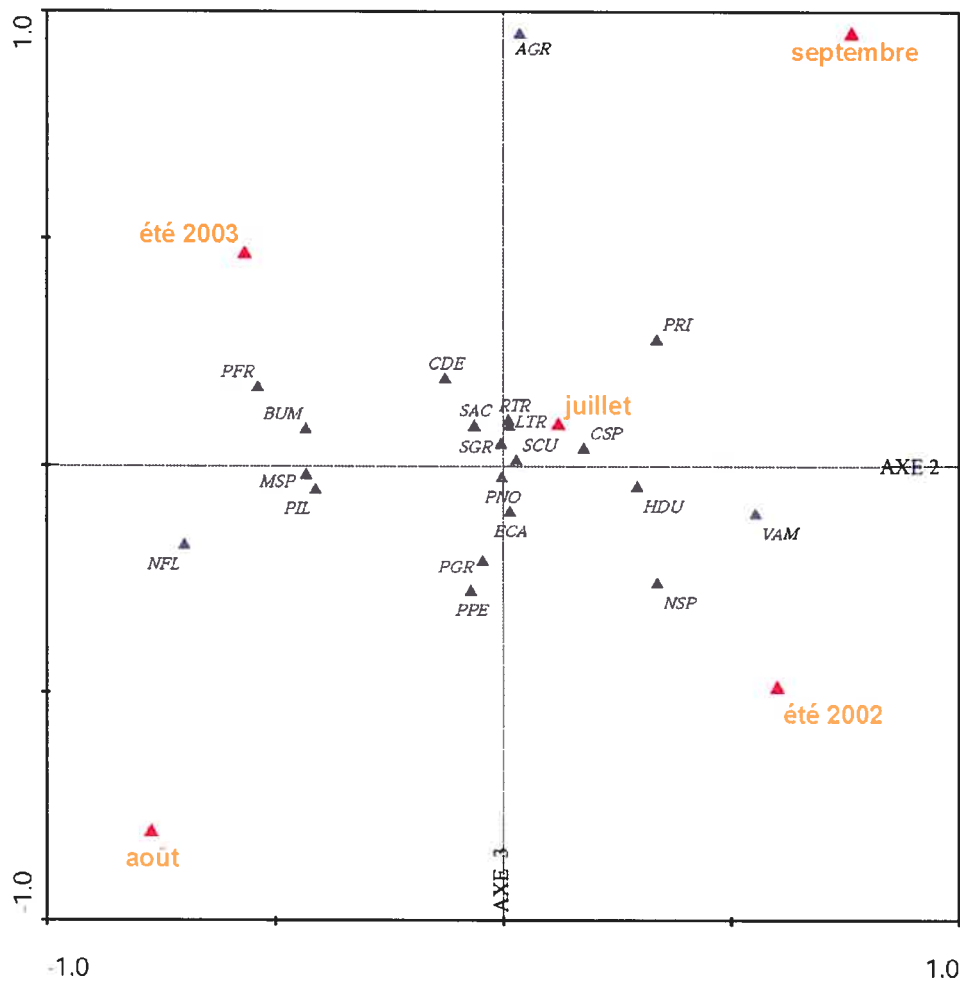
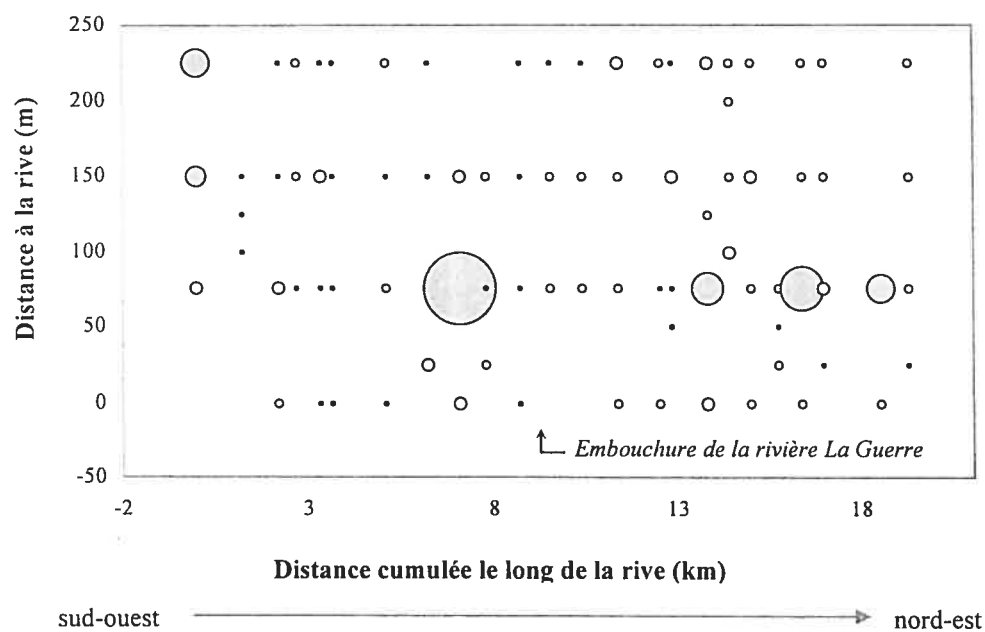


Diagramme de double-projection de l'analyse de redondance de la matrice réponse de végétation et des variables explicatives temporelles (à partir des axes 2 et 3). Le modèle explique 10,1 % de la variation. Axe 2 : 1,8 % de la variation ($p=0,001$ après 999 permutations) ; axe 3 : 1,2 % ($p=0,001$ après 999 permutations). Pour améliorer la représentation graphique, les espèces sont représentées par des points (au lieu de vecteurs) positionnés à la pointe des vecteurs originaux.

Annexe 7



Carte de distribution géographique des valeurs de pourcentage en argile pour le jeu de données de B, échantillonnées dans 95 quadrats distribués sur 24 transects. Les bulles foncées représentent des valeurs élevées et les bulles blanches des plus faibles.

Matrice de végétation et coordonnées géographiques (suite)

quadrat	coordonnées		Matrice de végétation (classes: à 8)																					
	UTM (x)	UTM (y)	CDE	VAM	MSP	PR1	PPR	SPE	CSP	NSP	SGR	AGR	SCU	NFL	HDU	ECA	PGR	BUM	PIL	PNO	RTR	SAC	LTR	
F08	550831	4999115	1	4	0	1	0	4	2	1	5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F09	550826	4999157	0	0	0	0	0	0	8	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F10	550816	4999184	0	2	0	0	0	0	8	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
G01	550876	4999839	1	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
G02	550857	4999850	0	4	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
G03	550835	4999881	0	7	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
G04	550839	4999908	0	7	1	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
G05	550824	4999920	0	7	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	2	0	0	0	0	0
G06	550805	4999949	0	6	0	6	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
G07	550792	4999969	0	6	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	8	0	0	0	0	0	0
G08	550786	4999992	0	5	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
G09	550750	4999993	0	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
G10	550750	5000032	0	5	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
H01	558582	5002965	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0
H02	558597	5002991	1	6	2	3	1	1	0	0	0	0	0	1	2	1	0	6	0	0	0	0	0	0
H03	558610	5003014	1	7	2	3	2	2	0	0	0	0	0	2	2	1	0	4	0	0	0	0	0	0
H04	558616	5003034	0	7	2	3	0	3	0	0	0	0	0	1	3	1	2	4	0	0	0	0	0	0
H05	558624	5003057	0	8	2	3	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	3	0	0	0	0	0	0
H06	558635	5003080	1	7	4	4	0	6	0	0	0	0	0	1	5	1	0	4	0	0	0	0	0	0
H07	558650	5003101	0	7	3	3	1	2	0	0	0	0	0	0	4	1	0	6	0	0	0	0	0	0
H08	558655	5003126	0	7	4	0	1	2	0	0	0	0	0	1	6	1	0	6	0	0	0	0	0	0
H09	558663	5003151	0	7	3	4	1	1	0	0	0	0	0	0	2	1	3	7	0	0	0	0	0	0
H10	558676	5003176	0	7	4	5	1	3	0	0	0	0	0	2	1	2	0	7	0	0	0	0	0	0
I01	546069	4995408	0	6	3	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I02	546041	4995415	0	6	1	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
I03	546018	4995425	0	7	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	8	1	0	0	0	0	0
I04	545979	4995434	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	0	0	0	0	0
I05	545952	4995442	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
I06	545956	4995448	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I07	545935	4995475	0	7	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
J01	556061	5002237	0	1	0	0	0	2	8	2	0	0	0	2	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0
J02	556057	5002259	0	3	0	0	0	2	4	0	2	0	0	4	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
J03	556033	5002290	0	4	0	0	0	2	7	0	0	0	0	7	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0
J04	556027	5002319	0	3	0	1	0	1	6	0	0	0	0	5	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
J05	556019	5002347	0	6	0	0	0	0	4	2	0	0	0	2	1	1	5	0	0	0	1	0	0	0
J06	555997	5002360	0	5	0	2	1	0	5	2	0	0	0	5	2	0	5	0	0	0	1	0	0	0
J07	555993	5002381	0	7	2	2	0	0	1	0	0	0	0	5	3	1	0	2	0	0	0	0	0	0
J08	555979	5002412	0	8	2	2	1	0	0	1	0	0	0	4	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
J09	555971	5002436	1	8	2	0	3	0	2	1	0	0	0	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
J10	555967	5002458	1	7	1	1	3	4	0	6	0	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
K01	552264	5001011	0	6	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
K02	552256	5001042	0	8	2	6	0	0	0	0	0	5	0	1	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0
K03	552246	5001063	0	8	0	4	0	1	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K04	552227	5001076	0	8	1	4	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	5	0	0	0	0	0	0	0
K05	552206	5001093	0	8	2	3	0	4	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K06	552193	5001118	1	8	1	4	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	4	0	0	0	0	0	0
K07	552166	5001124	0	8	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	3	0	0	0	0	0	0
K08	552158	5001152	0	8	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
K09	552140	5001170	0	8	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
K10	552130	5001190	0	8	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
L01	554153	5001495	0	2	0	1	0	0	8	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
L02	554140	5001519	0	3	0	2	0	2	7	1	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
L03	554137	5001543	0	1	0	2	0	1	8	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
L04	554134	5001569	0	5	0	0	0	2	7	0	0	2	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0

Matrice de végétation et coordonnées géographiques (suite)

quadrat	coordonnées		Matrice de végétation (classes: 1 à 8)																				
	UTM (x)	UTM (y)	CDE	VAM	MSP	PRI	PER	SPE	CSP	NSP	SGR	AGR	SCU	NFL	HDU	ECA	PGR	BUM	PIL	PNO	RTR	SAC	LTR
W01	554538	5001940	1	1	0	0	0	0	1	0	0	6	0	1	1	0	0	6	0	0	0	0	0
W02	554534	5001964	0	3	1	0	0	0	0	0	0	5	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0
W03	554525	5001987	0	3	1	1	1	0	0	0	0	6	0	0	1	1	0	6	0	0	0	0	0
W04	554537	5002011	0	7	3	3	0	0	0	0	0	1	0	4	2	1	0	7	0	0	0	0	0
W05	554535	5002035	0	6	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	8	0	0	0	0	0
W06	554540	5002060	0	4	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	8	0	0	0	0	0
W07	554532	5002087	2	7	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0
W08	554527	5002107	1	7	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	8	0	0	0	0	0
W09	554537	5002141	1	8	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0
W10	554536	5002165	2	8	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
X01	555101	5001760	2	4	1	2	0	2	8	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
X02	555089	5001785	2	2	0	1	0	0	8	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
X03	555073	5001805	0	2	1	2	0	1	8	0	0	2	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0
X04	555063	5001827	0	2	0	2	0	0	8	1	0	2	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	2
X05	555052	5001852	0	8	1	2	0	0	2	2	0	3	0	4	2	1	0	0	0	0	2	0	0
X06	555034	5001864	1	7	1	2	0	2	0	0	0	3	0	5	4	1	0	0	0	0	2	0	0
X07	555019	5001888	0	8	1	1	0	0	0	1	0	3	0	5	3	1	0	0	0	0	1	0	0
X08	555018	5001917	1	8	1	1	0	0	0	1	0	2	0	3	4	2	0	0	0	0	1	0	0
X09	555011	5001941	1	8	1	2	0	0	1	0	0	1	0	3	5	1	0	0	0	0	0	0	1
X10	554994	5001959	1	7	1	1	0	0	0	2	0	2	0	2	6	1	0	0	0	0	1	0	0

Matrices temporelle, géographique, paysagère et environnementale

quadrat	matrice temporelle				matrice géo.		matrice paysagère							matrice environnementale										
	juillet	août	septembre	2002	2003	distance ouest-est (km)	position à la rive (m)	exposition aux vents dominants	baie	pointe	îles	façade	largeur (m)	longueur (m)	larg/long	ordre du cours d'eau le plus proche en amont	distance au cours d'eau le plus proche en amont (m)	profondeur (m)	pente	temp eau (°C)	pH	conductivité (µS/cm)	courant (m/s)	piérosité (%)
A01	1	0	0	1	0	3,351	0	1	0	4	4	2	823,75	306,74	2,69	1	212,33	0,32	0,73	25,8	8,96	270,0	0,00	65
A02	1	0	0	1	0	3,351	25	1	0	4	4	2	823,75	306,74	2,69	1	212,33	0,50	0,41	24,8	8,81	273,0	0,00	35
A03	1	0	0	1	0	3,351	50	1	0	4	4	2	823,75	306,74	2,69	1	212,33	0,65	0,34	24,3	8,75	274,0	0,01	65
A04	1	0	0	1	0	3,351	75	1	0	4	4	2	823,75	306,74	2,69	1	212,33	0,50	0,34	24,2	8,82	270,4	0,01	35
A05	1	0	0	1	0	3,351	100	1	0	4	4	2	823,75	306,74	2,69	1	212,33	0,80	0,69	24,1	8,76	272,8	0,00	40
A06	1	0	0	1	0	3,351	125	1	0	4	4	2	823,75	306,74	2,69	1	212,33	0,70	0,23	22,0	8,55	278,3	0,01	10
A07	1	0	0	1	0	3,351	150	1	0	4	4	2	823,75	306,74	2,69	1	212,33	1,30	1,37	21,9	8,59	280,7	0,04	40
A08	1	0	0	1	0	3,351	175	1	0	4	4	2	823,75	306,74	2,69	1	212,33	1,55	0,57	22,0	8,57	280,3	0,04	5
A09	1	0	0	1	0	3,351	200	1	0	4	4	2	823,75	306,74	2,69	1	212,33	1,35	0,46	22,2	8,61	279,8	0,03	10
A10	1	0	0	1	0	3,351	225	1	0	4	4	2	823,75	306,74	2,69	1	212,33	2,15	1,83	22,1	8,58	280,3	0,02	0
B01	1	0	0	1	0	6,236	0	0	1	3	3	1	2300,16	224,22	10,26	3	1091,5	1,25	2,86	25,6	8,93	270,5	0,00	30
B02	1	0	0	1	0	6,236	25	0	1	3	3	1	2300,16	224,22	10,26	3	1091,5	1,95	1,60	25,6	8,88	270,2	0,04	0
B03	1	0	0	1	0	6,236	50	0	1	3	3	1	2300,16	224,22	10,26	3	1091,5	2,00	0,11	25,0	8,83	272,0	0,04	5
B04	1	0	0	1	0	6,236	75	0	1	3	3	1	2300,16	224,22	10,26	3	1091,5	2,00	0,00	25,5	8,82	266,4	0,06	0
B05	1	0	0	1	0	6,236	100	0	1	3	3	1	2300,16	224,22	10,26	3	1091,5	1,85	0,34	25,7	8,77	272,0	0,00	0
B06	1	0	0	1	0	6,236	125	0	1	3	3	1	2300,16	224,22	10,26	3	1091,5	1,60	0,57	25,2	8,70	280,7	0,09	0
B07	1	0	0	1	0	6,236	150	0	1	3	3	1	2300,16	224,22	10,26	3	1091,5	1,55	0,11	24,9	8,71	275,0	0,03	0
B08	1	0	0	1	0	6,236	175	0	1	3	3	1	2300,16	224,22	10,26	3	1091,5	1,65	0,23	24,8	8,75	274,4	0,07	0
B09	1	0	0	1	0	6,236	200	0	1	3	3	1	2300,16	224,22	10,26	3	1091,5	1,80	0,34	24,4	8,40	271,8	0,15	0
B10	1	0	0	1	0	6,236	225	0	1	3	3	1	2300,16	224,22	10,26	3	1091,5	2,20	0,92	24,3	8,76	262,1	0,17	5
C01	1	0	0	1	0	0,000	0	1	0	3	3	1	1215,10	738,86	1,64	3	959,12	0,82	1,88	24,2	8,62	264,2	0,01	30
C02	1	0	0	1	0	0,000	25	1	0	3	3	1	1215,10	738,86	1,64	3	959,12	0,90	0,18	24,5	8,70	279,0	0,02	15
C03	1	0	0	1	0	0,000	50	1	0	3	3	1	1215,10	738,86	1,64	3	959,12	1,00	0,23	24,1	8,77	276,6	0,03	0
C04	1	0	0	1	0	0,000	75	1	0	3	3	1	1215,10	738,86	1,64	3	959,12	1,00	0,00	24,3	8,90	250,1	0,03	5
C05	1	0	0	1	0	0,000	100	1	0	3	3	1	1215,10	738,86	1,64	3	959,12	1,30	0,69	24,2	8,79	232,9	0,02	85
C06	1	0	0	1	0	0,000	125	1	0	3	3	1	1215,10	738,86	1,64	3	959,12	1,45	0,34	24,1	8,74	280,4	0,02	55
C07	1	0	0	1	0	0,000	150	1	0	3	3	1	1215,10	738,86	1,64	3	959,12	1,35	0,23	20,8	8,85	269,4	0,00	45
C08	1	0	0	1	0	0,000	175	1	0	3	3	1	1215,10	738,86	1,64	3	959,12	1,60	0,57	20,8	8,85	269,4	0,00	40
C09	1	0	0	1	0	0,000	200	1	0	3	3	1	1215,10	738,86	1,64	3	959,12	1,65	0,11	20,9	8,70	271,0	0,01	30
C10	1	0	0	1	0	0,000	225	1	0	3	3	1	1215,10	738,86	1,64	3	959,12	1,75	0,23	21,1	8,75	265,7	0,01	5
D01	1	0	0	1	0	15,701	0	0	1	3	2	2	1083,51	464,86	2,33	2	492,3	0,80	1,83	23,0	8,88	272,7	0,07	75
D02	1	0	0	1	0	15,701	25	0	1	3	2	2	1083,51	464,86	2,33	2	492,3	3,00	5,03	23,3	9,01	272,5	0,11	5
D03	1	0	0	1	0	15,701	50	0	1	3	2	2	1083,51	464,86	2,33	2	492,3	3,75	1,72	23,0	8,87	273,7	0,18	5
D04	1	0	0	1	0	15,701	75	0	1	3	2	2	1083,51	464,86	2,33	2	492,3	4,40	1,49	23,3	8,89	273,6	0,21	0
D05	1	0	0	1	0	15,701	100	0	1	3	2	2	1083,51	464,86	2,33	2	492,3	4,80	0,92	22,6	8,67	278,6	0,12	0
D06	1	0	0	1	0	15,701	125	0	1	3	2	2	1083,51	464,86	2,33	2	492,3	5,40	1,37	22,6	8,58	280,0	0,23	15
E01	1	0	0	1	0	12,471	0	1	0	1	1	3	1208,67	358,72	3,37	1	145,17	0,50	1,15	20,7	8,38	297,0	0,00	22
E02	1	0	0	1	0	12,471	25	1	0	1	1	3	1208,67	358,72	3,37	1	145,17	0,57	0,16	21,3	9,10	271,7	0,00	17
E03	1	0	0	1	0	12,471	50	1	0	1	1	3	1208,67	358,72	3,37	1	145,17	0,70	0,30	21,6	9,20	266,1	0,00	10
E04	1	0	0	1	0	12,471	75	1	0	1	1	3	1208,67	358,72	3,37	1	145,17	1,00	0,69	22,3	9,23	264,5	0,00	0
E05	1	0	0	1	0	12,471	100	1	0	1	1	3	1208,67	358,72	3,37	1	145,17	1,20	0,46	22,8	9,21	264,2	0,00	0
E06	1	0	0	1	0	12,471	125	1	0	1	1	3	1208,67	358,72	3,37	1	145,17	1,30	0,23	22,9	9,22	265,0	0,00	0
E07	1	0	0	1	0	12,471	150	1	0	1	1	3	1208,67	358,72	3,37	1	145,17	1,35	0,11	19,9	9,07	270,3	0,00	0
E08	1	0	0	1	0	12,471	175	1	0	1	1	3	1208,67	358,72	3,37	1	145,17	1,40	0,11	20,1	9,17	267,2	0,00	0
E09	1	0	0	1	0	12,471	200	1	0	1	1	3	1208,67	358,72	3,37	1	145,17	1,60	0,46	20,3	9,15	268,3	0,00	0
E10	1	0	0	1	0	12,471	225	1	0	1	1	3	1208,67	358,72	3,37	1	145,17	1,75	0,34	20,5	9,17	268,7	0,00	0
F01	1	0	0	1	0	8,700	0	1	0	2	2	1	1105,66	612,27	1,81	3	3555,3	0,80	1,83	24,8	8,99	257,0	0,01	5
F02	1	0	0	1	0	8,700	25	1	0	2	2	1	1105,66	612,27	1,81	3	3555,3	0,70	0,23	25,0	9,20	256,1	0,01	0
F03	1	0	0	1	0	8,700	50	1	0	2	2	1	1105,66	612,27	1,81	3	3555,3	1,05	0,80	25,1	9,23	255,3	0,01	15
F04	1	0	0	1	0	8,700	75	1	0	2	2	1	1105,66	612,27	1,81	3	3555,3	1,15	0,23	25,1	9,26	255,6	0,02	8
F05	1	0	0	1	0	8,700	100	1	0	2	2	1	1105,66	612,27	1,81	3	3555,3	1,55	0,92	25,2	9,28	254,9	0,01	0
F06	1	0	0	1	0	8,700	125	1	0	2	2	1	1105,66	612,27	1,81	3	3555,3	1,30	0,57	25,9	9,29	255,1	0,00	0

Matrices temporelle, géographique, paysagère et environnementale (suite)

quadrat	matrice temporelle					matrice géo.		matrice paysagère							matrice environnementale									
	juillet	août	septembre	2002	2003	distance ouest-est (km)	position à la rive (m)	exposition aux vents dominants	pointe	baie	feich	îles	largeur (m)	longueur (m)	large/long	ordre du cours d'eau le plus proche en amont	distance au cours d'eau le plus proche en amont (m)	profondeur (m)	penne	temp eau (°C)	pH	conductivité (µS/cm)	courant (m/s)	piérométrie (%)
Q08	1	0	0	0	1	7,109	175	1	0	2	2	1	1393,24	399,87	3,48	3	1964,43	2,00	0,23	22,8	9,08	271,0	0,02	0
Q09	1	0	0	0	1	7,109	200	1	0	2	2	1	1393,24	399,87	3,48	3	1964,43	2,10	0,23	22,8	9,14	271,4	0,02	0
Q10	1	0	0	0	1	7,109	225	1	0	2	2	1	1393,24	399,87	3,48	3	1964,43	2,20	0,23	22,8	9,18	270,0	0,03	5
R01	1	0	0	0	1	12,839	0	0	1	4	3	2	837,91	383,68	2,18	1	513,75	0,65	1,49	22,8	8,84	260,0	0,00	100
R02	1	0	0	0	1	12,839	25	0	1	4	3	2	837,91	383,68	2,18	1	513,75	1,80	2,63	23,2	8,91	273,9	0,07	15
R03	1	0	0	0	1	12,839	50	0	1	4	3	2	837,91	383,68	2,18	1	513,75	2,60	1,83	23,1	8,92	277,2	0,05	0
R04	1	0	0	0	1	12,839	75	0	1	4	3	2	837,91	383,68	2,18	1	513,75	3,50	2,06	22,7	8,84	280,6	0,07	0
R05	1	0	0	0	1	12,839	100	0	1	4	3	2	837,91	383,68	2,18	1	513,75	3,90	0,92	22,6	8,78	281,8	0,08	15
R06	1	0	0	0	1	12,839	125	0	1	4	3	2	837,91	383,68	2,18	1	513,75	4,10	0,46	22,6	8,77	282,5	0,07	0
R07	1	0	0	0	1	12,839	150	0	1	4	3	2	837,91	383,68	2,18	1	513,75	4,20	0,23	22,6	8,71	281,0	0,09	0
R08	1	0	0	0	1	12,839	175	0	1	4	3	2	837,91	383,68	2,18	1	513,75	4,20	0,00	22,2	8,71	284,5	0,09	0
R09	1	0	0	0	1	12,839	200	0	1	4	3	2	837,91	383,68	2,18	1	513,75	4,40	0,46	22,1	8,73	285,0	0,07	15
R10	1	0	0	0	1	12,839	225	0	1	4	3	2	837,91	383,68	2,18	1	513,75	4,40	0,00	21,9	8,66	271,4	0,07	10
S01	1	0	0	0	1	10,376	0	1	0	4	4	1	1944,45	225	8,64	4	1486,92	1,10	2,52	22,4	9,15	246,4	0,01	25
S02	1	0	0	0	1	10,376	25	1	0	4	4	1	1944,45	225	8,64	4	1486,92	2,90	4,12	22,4	9,16	261,7	0,04	7
S03	1	0	0	0	1	10,376	50	1	0	4	4	1	1944,45	225	8,64	4	1486,92	3,30	0,92	22,5	9,11	250,7	0,02	5
S04	1	0	0	0	1	10,376	75	1	0	4	4	1	1944,45	225	8,64	4	1486,92	3,40	0,23	22,9	9,06	265,0	0,03	0
S05	1	0	0	0	1	10,376	100	1	0	4	4	1	1944,45	225	8,64	4	1486,92	3,50	0,23	23,0	9,08	266,9	0,03	0
S06	1	0	0	0	1	10,376	125	1	0	4	4	1	1944,45	225	8,64	4	1486,92	3,55	0,11	22,8	8,89	263,3	0,04	0
S07	1	0	0	0	1	10,376	150	1	0	4	4	1	1944,45	225	8,64	4	1486,92	3,65	0,23	22,8	8,95	262,3	0,04	0
S08	1	0	0	0	1	10,376	175	1	0	4	4	1	1944,45	225	8,64	4	1486,92	3,80	0,34	22,7	8,93	269,0	0,04	5
S09	1	0	0	0	1	10,376	200	1	0	4	4	1	1944,45	225	8,64	4	1486,92	3,35	1,03	22,6	8,90	270,9	0,04	7
S10	1	0	0	0	1	10,376	225	1	0	4	4	1	1944,45	225	8,64	4	1486,92	3,97	1,42	22,7	8,90	274,6	0,05	5
T01	0	1	0	0	1	2,692	0	0	1	4	4	2	793,70	452,56	1,75	2	660,81	0,90	2,06	23,0	8,91	272,2	0,00	80
T02	0	1	0	0	1	2,692	25	0	1	4	4	2	793,70	452,56	1,75	2	660,81	2,70	4,12	23,1	8,97	275,8	0,06	0
T03	0	1	0	0	1	2,692	50	0	1	4	4	2	793,70	452,56	1,75	2	660,81	3,23	1,21	23,1	8,85	278,9	0,08	0
T04	0	1	0	0	1	2,692	75	0	1	4	4	2	793,70	452,56	1,75	2	660,81	3,30	0,16	23,1	8,84	279,0	0,04	0
T05	0	1	0	0	1	2,692	100	0	1	4	4	2	793,70	452,56	1,75	2	660,81	3,35	0,11	23,1	8,82	279,9	0,02	0
T06	0	1	0	0	1	2,692	125	0	1	4	4	2	793,70	452,56	1,75	2	660,81	3,60	0,57	23,2	8,82	279,6	0,05	0
T07	0	1	0	0	1	2,692	150	0	1	4	4	2	793,70	452,56	1,75	2	660,81	3,85	0,57	24,2	8,41	278,5	0,04	0
T08	0	1	0	0	1	2,692	175	0	1	4	4	2	793,70	452,56	1,75	2	660,81	3,90	0,11	24,4	8,27	277,8	0,11	0
T09	0	1	0	0	1	2,692	200	0	1	4	4	2	793,70	452,56	1,75	2	660,81	4,24	0,78	24,5	8,21	277,8	0,07	0
T10	0	1	0	0	1	2,692	225	0	1	4	4	2	793,70	452,56	1,75	2	660,81	4,18	0,14	24,4	8,58	277,9	0,08	15
U01	0	1	0	0	1	7,826	0	0	1	3	4	1	1460,12	432,65	3,37	3	2681	0,85	1,95	23,8	8,87	270,7	0,05	100
U02	0	1	0	0	1	7,826	25	0	1	3	4	1	1460,12	432,65	3,37	3	2681	1,55	1,60	23,9	8,90	271,2	0,08	40
U03	0	1	0	0	1	7,826	50	0	1	3	4	1	1460,12	432,65	3,37	3	2681	2,45	2,06	23,6	8,88	271,3	0,10	0
U04	0	1	0	0	1	7,826	75	0	1	3	4	1	1460,12	432,65	3,37	3	2681	2,85	0,92	23,5	8,84	273,7	0,13	0
U05	0	1	0	0	1	7,826	100	0	1	3	4	1	1460,12	432,65	3,37	3	2681	3,05	0,46	23,5	8,72	276,2	0,10	0
U06	0	1	0	0	1	7,826	125	0	1	3	4	1	1460,12	432,65	3,37	3	2681	3,15	0,23	23,7	8,74	276,7	0,10	0
U07	0	1	0	0	1	7,826	150	0	1	3	4	1	1460,12	432,65	3,37	3	2681	3,18	0,07	23,7	8,70	277,6	0,10	0
U08	0	1	0	0	1	7,826	175	0	1	3	4	1	1460,12	432,65	3,37	3	2681	3,25	0,16	23,7	8,71	276,4	0,07	0
U09	0	1	0	0	1	7,826	200	0	1	3	4	1	1460,12	432,65	3,37	3	2681	3,30	0,11	24,0	8,68	277,5	0,05	0
U10	0	1	0	0	1	7,826	225	0	1	3	4	1	1460,12	432,65	3,37	3	2681	3,30	0,00	24,1	8,74	277,2	0,11	0
V01	0	1	0	0	1	2,192	0	1	0	3	4	2	1171,36	538,66	2,17	2	160,37	0,56	1,28	23,3	8,59	281,2	0,00	2
V02	0	1	0	0	1	2,192	25	1	0	3	4	2	1171,36	538,66	2,17	2	160,37	0,57	0,02	23,5	8,84	279,1	0,00	30
V03	0	1	0	0	1	2,192	50	1	0	3	4	2	1171,36	538,66	2,17	2	160,37	0,60	0,07	23,9	8,96	276,0	0,00	25
V04	0	1	0	0	1	2,192	75	1	0	3	4	2	1171,36	538,66	2,17	2	160,37	0,60	0,00	24,3	9,05	270,5	0,00	20
V05	0	1	0	0	1	2,192	100	1	0	3	4	2	1171,36	538,66	2,17	2	160,37	0,66	0,14	24,5	9,06	271,2	0,00	45
V06	0	1	0	0	1	2,192	125	1	0	3	4	2	1171,36	538,66	2,17	2	160,37	0,75	0,21	24,6	9,00	273,4	0,00	40
V07	0	1	0	0	1	2,192	150	1	0	3	4	2	1171,36	538,66	2,17	2	160,37	0,83	0,18	24,7	8,88	261,3	0,00	50
V08	0	1	0	0	1	2,192	175	1	0	3	4	2	1171,36	538,66	2,17	2	160,37	1,07	0,55	24,5	8,84	275,2	0,01	99
V09	0	1	0	0	1	2,192	200	1	0	3	4	2	1171,36	538,66	2,17	2	160,37	1,58	1,17	24,3	8,85	261,5	0,02	0
V10	0	1	0	0	1	2,192	225	1	0	3	4	2	1171,36	538,66	2,17	2	160,37	1,70	0,28	24,3	8,90	272,5	0,02	0
W01	0	1	0	0	1	14,382	0	0	1	2	2	1	998,33	344,45	2,90	2	478	0,90	2,06	19,3	8,76	279,3	0,04	90

Matrices temporelle, géographique, paysagère et environnementale (suite)

quadrat	matrice temporelle					matrice géo.		matrice paysagère							matrice environnementale									
	juillet	août	septembre	2002	2003	distance ouest-est (km)	position à la rive (m)	baie	pointe	exposition aux vents dominants	fetch	îles	largeur (m)	longueur (m)	larg/long	ordre du cours d'eau le plus proche en amont	distance au cours d'eau le plus proche en amont (m)	profondeur (m)	pente	temp eau (°C)	pH	conductivité (µS/cm)	courant (m/s)	piérosité (%)
W02	0	1	0	0	1	14,382	25	0	1	2	2	1	998,33	344,45	2,90	2	478	1,75	1,95	19,3	8,80	281,3	0,05	40
W03	0	0	1	0	1	14,382	50	0	1	2	2	1	998,33	344,45	2,90	2	478	2,00	0,57	19,4	8,80	277,5	0,03	5
W04	0	0	1	0	1	14,382	75	0	1	2	2	1	998,33	344,45	2,90	2	478	3,00	2,29	19,6	8,81	281,2	0,07	0
W05	0	0	1	0	1	14,382	100	0	1	2	2	1	998,33	344,45	2,90	2	478	3,50	1,15	19,8	8,78	282,0	0,06	0
W06	0	0	1	0	1	14,382	125	0	1	2	2	1	998,33	344,45	2,90	2	478	3,30	0,46	20,4	8,76	282,3	0,07	5
W07	0	0	1	0	1	14,382	150	0	1	2	2	1	998,33	344,45	2,90	2	478	3,80	1,15	20,5	8,75	283,6	0,05	0
W08	0	0	1	0	1	14,382	175	0	1	2	2	1	998,33	344,45	2,90	2	478	4,25	1,03	20,7	8,77	283,0	0,05	0
W09	0	0	1	0	1	14,382	200	0	1	2	2	1	998,33	344,45	2,90	2	478	4,20	0,11	20,9	8,73	284,3	0,05	0
W10	0	0	1	0	1	14,382	225	0	1	2	2	1	998,33	344,45	2,90	2	478	4,35	0,34	21,1	8,73	283,9	0,06	0
X01	0	0	1	0	1	14,971	0	1	0	1	1	1	1006,55	453,64	2,22	1	137,39	0,70	1,60	19,8	8,56	284,9	0,00	5
X02	0	0	1	0	1	14,971	25	1	0	1	1	1	1006,55	453,64	2,22	1	137,39	0,80	0,23	20,6	8,75	279,0	0,00	10
X03	0	0	1	0	1	14,971	50	1	0	1	1	1	1006,55	453,64	2,22	1	137,39	1,25	1,03	20,7	8,82	280,9	0,00	20
X04	0	0	1	0	1	14,971	75	1	0	1	1	1	1006,55	453,64	2,22	1	137,39	1,40	0,34	20,9	8,88	280,1	0,01	20
X05	0	0	1	0	1	14,971	100	1	0	1	1	1	1006,55	453,64	2,22	1	137,39	1,80	0,92	20,9	8,93	281,0	0,00	0
X06	0	0	1	0	1	14,971	125	1	0	1	1	1	1006,55	453,64	2,22	1	137,39	1,95	0,34	20,8	8,95	280,0	0,01	0
X07	0	0	1	0	1	14,971	150	1	0	1	1	1	1006,55	453,64	2,22	1	137,39	2,10	0,34	20,7	8,97	279,4	0,00	0
X08	0	0	1	0	1	14,971	175	1	0	1	1	1	1006,55	453,64	2,22	1	137,39	2,27	0,39	18,9	8,76	280,3	0,00	0
X09	0	0	1	0	1	14,971	200	1	0	1	1	1	1006,55	453,64	2,22	1	137,39	2,40	0,30	19,0	8,77	282,0	0,00	0
X10	0	0	1	0	1	14,971	225	1	0	1	1	1	1006,55	453,64	2,22	1	137,39	2,45	0,11	19,2	8,75	282,1	0,00	0

Résultats (jeu de données B)

Matrice environnementale -analyses des sédiments

quadrat	matrice environnementale (sédiments)										
	sable	argile	limon	pH	P	K	Mg	Ca	CEC	N	M.O.
	(%)	(%)	(%)	sédiments	(ug/g)	(ug/g)	(ug/g)	(mg/g)		(%)	(%)
A01	98	2	0	7,6	4,9	31,7	48,7	2,192	11,4	<0,2	0,4
A04	98	2	0	7,8	<2,2	23,7	27,7	0,167	1,13	<0,2	0,3
A07	91	0	9	7,9	<2,2	16,1	50,9	0,274	1,83	<0,2	0,2
A10	70	2	28	7,7	4,0	28,6	68,8	1,263	6,97	<0,2	0,6
B02	85	0	15	7,7	6,7	31,3	58,5	1,795	9,54	<0,2	0,9
B04	84	1	15	7,6	13,4	53,1	71,9	2,554	13,5	<0,2	1,4
B07	96	2	2	7,6	6,7	38,4	29,5	1,170	6,18	<0,2	0,8
B10	90	2	8	7,6	17,4	41,1	52,2	1,504	8,06	<0,2	1,0
C01	94	3	3	7,6	4,9	32,6	52,2	0,915	5,10	<0,2	0,5
C04	95	0	5	7,7	3,6	25,9	48,2	0,652	3,73	<0,2	0,5
C07	34	9	57	7,8	2,2	80,8	252,7	3,563	20,1	<0,2	0,7
C10	34	11	55	7,7	6,3	109,4	247,8	3,478	19,7	<0,2	1,1
D02	86	1	13	7,7	9,8	56,3	83,0	3,429	18,0	<0,2	1,9
D03	65	2	33	7,3	15,6	68,3	137,1	3,138	17,0	0,4	4,4
D04	52	1	47	7,4	21,4	80,8	137,5	3,272	17,7	0,4	5,4
D06	43	3	54	7,0	13,8	73,2	170,1	1,518	9,93	<0,2	2,6
E01	78	1	21	7,7	4,0	23,7	42,4	1,549	8,15	<0,2	0,5
E04	64	2	34	7,4	9,4	33,9	62,9	0,853	4,88	<0,2	1,0
E07	60	3	37	7,4	7,6	53,1	128,1	4,219	22,3	<0,2	1,9
E10	56	1	43	7,5	10,3	62,9	126,3	4,228	22,3	<0,2	1,8
F01	94	4	2	7,7	<2,2	33,5	58,9	1,665	8,91	<0,2	0,5
F04	92	2	6	7,8	4,5	33,5	49,6	1,991	10,5	<0,2	0,7
F07	90	2	8	8,0	<2,2	30,4	41,5	0,670	3,76	<0,2	1,1
F10	89	2	9	7,5	<2,2	31,3	50,4	1,071	5,85	<0,2	1,3
G03	53	3	44	7,2	17,4	95,1	159,8	3,049	16,8	0,3	4,7
G04	53	1	46	7,1	17,0	89,3	181,3	2,219	12,8	0,3	4,1
G07	82	1	17	7,3	11,6	55,8	76,3	0,554	3,55	<0,2	1,1
G10	87	4	9	7,4	14,3	83,0	81,7	0,612	3,96	<0,2	1,0
H02	57	4	39	7,6	4,9	64,7	124,6	6,964	36,1	<0,2	1,5
H04	53	1	46	7,6	6,3	73,7	129,9	5,938	30,9	<0,2	1,6
H07	46	1	53	7,4	10,3	114,3	202,7	9,196	47,9	0,3	3,0
H10	44	1	55	7,4	8,9	60,3	92,9	3,580	18,8	<0,2	1,9
I05	83	2	15	7,4	17,0	93,3	93,8	3,732	19,7	0,2	2,8
I06	76	2	22	7,5	11,6	100,9	104,9	8,438	43,3	0,3	4,4
I07	57	4	39	7,2	12,9	110,7	246,0	3,750	21,1	0,7	10,8
J01	80	1	19	7,7	4,0	38,4	50,0	2,344	12,2	<0,2	0,6
J04	59	16	25	7,7	12,5	122,8	227,2	5,938	31,9	0,3	3,3
J07	56	1	43	7,6	9,4	67,0	127,2	2,228	12,4	0,2	2,5
J10	40	1	59	7,3	13,8	67,4	133,9	3,679	19,7	0,2	3,1

Matrice environnementale -analyses des sédiments (suite)

quadrat	matrice environnementale (sédiments)										
	sable	argile	limon	pH	P	K	Mg	Ca	CEC	N	M.O.
	(%)	(%)	(%)	sédiments	(ug/g)	(ug/g)	(ug/g)	(mg/g)		(%)	(%)
K01	98	1	1	7,8	4,5	31,7	42,0	0,390	2,38	<0,2	0,4
K04	50	1	49	7,5	13,8	69,7	137,5	2,429	13,5	0,3	2,7
K07	52	1	47	7,3	16,5	79,0	119,2	2,938	15,9	0,3	3,1
K10	80	0	20	7,6	11,2	90,6	77,7	1,451	8,14	<0,2	1,6
L01	84	0	16	7,8	4,0	26,3	46,9	1,433	7,61	<0,2	0,5
L04	47	12	41	7,6	10,7	79,0	222,8	2,210	13,1	<0,2	1,9
L06	64	1	35	7,4	16,5	74,1	116,5	2,920	15,8	0,2	3,1
L10	38	0	62	7,5	23,2	100,9	155,8	2,500	14,0	0,3	3,8
M01	81	1	18	7,9	3,6	40,6	87,5	5,089	26,2	<0,2	0,6
M04	68	11	21	7,8	<2,2	61,6	152,7	2,522	14,0	<0,2	0,9
M07	80	3	17	7,9	4,0	31,7	68,3	2,393	12,6	<0,2	0,7
M10	72	3	25	7,7	8,0	42,0	79,9	2,915	15,3	<0,2	1,2
N01	80	2	18	7,7	4,0	48,2	82,6	4,464	23,2	<0,2	1,2
N04	92	5	3	7,9	4,5	29,0	39,3	1,344	7,12	<0,2	0,4
N07	94	2	4	7,6	4,0	41,1	57,1	2,616	13,7	<0,2	0,8
N10	93	1	6	7,2	8,9	34,8	115,2	1,612	9,11	0,3	5,4
O01	88	2	10	7,2	5,8	26,8	40,2	0,580	3,30	<0,2	0,7
O04	96	2	2	7,8	3,1	23,7	26,3	0,759	4,08	<0,2	0,3
O07	89	2	9	7,5	10,3	37,9	51,3	0,969	5,37	<0,2	0,7
O10	97	2	1	7,4	8,9	30,8	39,3	0,460	2,71	<0,2	0,4
P02	54	4	42	7,6	25,9	123,7	171,0	3,460	19,0	0,7	8,2
P04	42	0	58	7,2	11,6	70,1	158,0	1,661	9,80	0,2	3,5
P07	62	1	37	7,1	10,3	69,6	119,6	0,866	5,50	0,2	2,5
P10	60	1	39	7,0	13,4	69,2	162,9	0,978	7,60	0,2	2,7
Q01	97	0	3	7,6	3,6	31,3	41,5	0,478	2,81	<0,2	0,5
Q04	47	24	29	7,6	6,3	200,4	399,1	3,540	21,5	<0,2	1,6
Q07	61	6	33	7,4	8,5	62,9	121,4	2,777	15,1	<0,2	1,6
Q10	53	3	44	7,5	13,4	55,4	85,7	1,857	10,1	<0,2	1,8
R03	46	2	52	7,5	8,0	43,3	89,7	3,826	20,0	<0,2	1,1
R04	65	2	33	7,4	8,0	61,6	80,8	2,232	12,0	<0,2	1,6
R07	68	0	32	7,4	16,5	77,7	122,3	1,036	6,39	<0,2	2,0
R10	74	2	24	7,3	12,9	55,4	131,7	1,299	7,73	<0,2	1,8
S02	74	3	23	7,5	10,7	52,2	86,6	2,714	14,4	<0,2	1,8
S04	51	1	48	7,1	18,8	112,9	188,4	2,147	12,6	0,4	5,6
S07	52	1	47	7,2	18,8	89,3	142,4	2,121	12,0	0,4	3,9
S10	71	2	27	6,8	11,2	58,9	120,1	0,754	7,90	<0,2	1,7
T02	59	3	38	7,1	7,6	41,5	159,4	1,438	8,62	<0,2	1,4
T04	48	2	50	7,5	8,5	54,5	69,2	3,107	16,3	<0,2	1,9
T07	66	5	29	7,4	12,0	114,7	150,0	3,179	17,4	0,2	2,9

Matrice environnementale -analyses des sédiments (suite)

quadrat	matrice environnementale (sédiments)										
	sable	argile	limon	pH	P	K	Mg	Ca	CEC	N	M.O.
	(%)	(%)	(%)	sédiments	(ug/g)	(ug/g)	(ug/g)	(mg/g)		(%)	(%)
T10	74	1	25	7,2	15,2	93,8	145,1	1,384	8,36	0,2	3,2
U02	85	1	14	7,8	18,8	67,4	80,4	2,205	11,9	<0,2	1,7
U04	74	2	24	7,6	11,2	75,9	77,2	0,839	5,03	<0,2	1,4
U07	76	1	23	7,6	<2,2	18,3	45,1	0,212	1,48	<0,2	0,2
U10	77	3	20	7,5	14,3	52,7	85,3	1,027	5,99	<0,2	1,9
V01	98	1	1	7,5	6,7	58,5	91,5	3,938	20,6	<0,2	0,8
V04	95	0	5	7,3	5,8	26,3	46,4	0,221	1,56	<0,2	0,5
V07	98	2	0	7,4	11,6	51,3	71,9	1,817	9,82	0,2	2,0
V10	62	2	36	7,6	4,5	44,2	138,4	1,879	10,7	<0,2	0,6
W05	51	0	49	7,4	13,4	71,0	186,6	2,924	16,4	0,3	4,9
W07	48	1	51	7,1	20,1	92,0	163,4	3,152	17,4	0,4	6,1
W09	51	1	48	7,3	15,6	68,3	127,7	2,554	14,0	0,3	3,3
W10	56	1	43	7,2	10,7	61,6	132,1	3,446	18,5	0,2	2,9
X01	86	1	13	7,5	9,4	56,3	96,0	4,464	23,3	<0,2	1,0
X04	69	1	30	7,6	17,0	114,7	167,0	5,223	27,7	0,3	3,4
X07	39	0	61	7,4	15,2	64,3	134,4	2,799	15,3	0,3	3,9
X10	46	1	53	7,3	16,5	73,2	139,3	2,509	13,9	0,3	3,1

