

Université du Québec

INRS-Eau

**CARTOGRAPHIE DE LA VÉGÉTATION AQUATIQUE SUBMERGÉE DANS LE
FLEUVE SAINT-LAURENT ENTRE LE PORT DE MONTRÉAL ET
LE DÉBUT DU LAC SAINT-PIERRE
Influence des fluctuations du niveau d'eau**

Par

Steve Côté

Baccalauréat en Sciences biologiques (B.Sc.)

Mémoire présenté

pour l'obtention

du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

en Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examineur externe

Claude Lavoie

Département d'aménagement

Université Laval

Examineur interne

Yves Secretan

INRS-Eau

Directeur de recherche

Michel Leclerc, INRS-Eau

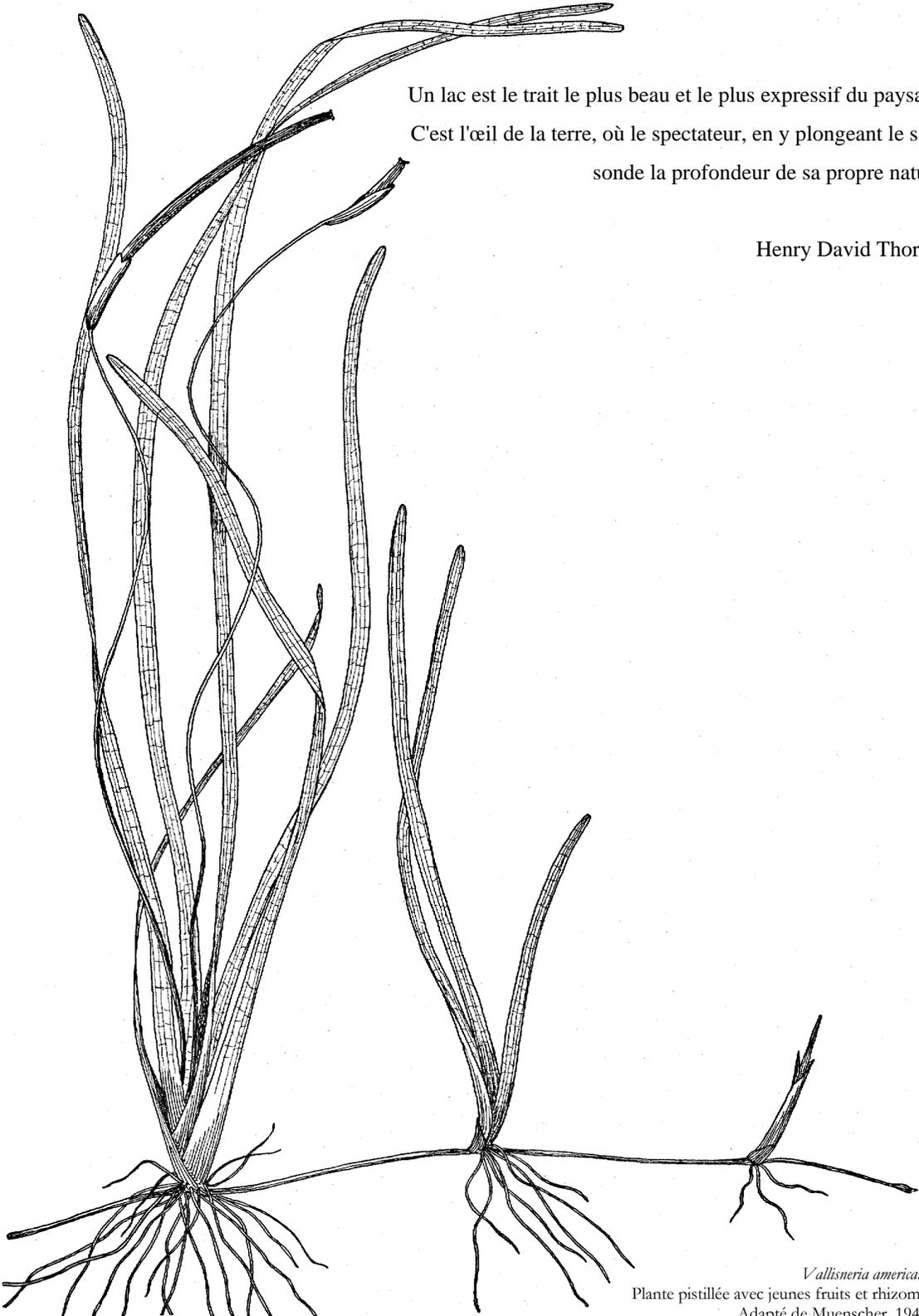
20 mai 2003

Pour fins de citation :

S. Côté. 2003. Cartographie de la végétation aquatique submergée dans le fleuve Saint-Laurent entre le port de Montréal et le début du lac Saint-Pierre – Influence des fluctuations du niveau d'eau. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau. Sainte-Foy, Québec. 165 p.

Veillez consulter la section 4.2.2. pour connaître les restrictions et les copyrights liés à l'utilisation, la reproduction et la diffusion des données contenues sur le disque compact joint à ce mémoire.

© droits réservés de Steve Côté, 2003



Un lac est le trait le plus beau et le plus expressif du paysage.
C'est l'œil de la terre, où le spectateur, en y plongeant le sien,
sonde la profondeur de sa propre nature.

Henry David Thoreau

Vallisneria americana
Plante pistillée avec jeunes fruits et rhizome.
Adapté de Muenscher, 1944.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à exprimer ma reconnaissance à Michel Leclerc, mon directeur de recherche à l'INRS-Eau, sans qui la réalisation de ce mémoire n'aurait été possible ainsi qu'à Jean-François Cantin d'Environnement Canada pour son partenariat et son soutien financier. Je remercie également Jean Morin, étudiant au doctorat à l'INRS-Eau, qui a supervisé et dirigé toutes les étapes de mon cheminement.

J'aimerais aussi saluer les personnes qui ont été impliquées de près ou de loin dans mon projet de maîtrise soit les membres de l'équipe de recherche en écohydraulique de l'INRS-Eau dont Paul Boudreau et Yves Secretan pour leur support constant ainsi que ceux de la Direction de l'Environnement Atmosphérique d'Environnement Canada dont Patrice Fortin, Guy Morin, André Bouchard et Daniel Rioux.

Enfin, je voudrais exprimer toute ma gratitude à ma famille et mes amis car ils m'ont supporté et encouragé tout au long de mes études. Ce mémoire leur est dédié comme grâce pour la confiance qu'ils ont mise en moi.

RÉSUMÉ

Vers la fin de l'été 1997, une campagne de terrain a été entreprise dans le fleuve Saint-Laurent, entre le port de Montréal et le début du lac Saint-Pierre, dans le but de dresser la carte de la végétation aquatique submergée, nécessaire à la modélisation des courants de cette partie du fleuve. Outre la création de cette carte, les objectifs de ce mémoire étaient de tenter de comprendre la distribution des communautés végétales en fonction des facteurs abiotiques puis d'amorcer le processus de vérification de l'hypothèse selon laquelle la fluctuation du niveau d'eau aurait un impact positif sur la diversité de la végétation aquatique.

Durant les quatre semaines de la campagne, 325 transects ont été effectués sur le tronçon fluvial au moment où la végétation aquatique présentait une biomasse très élevée. Les instruments utilisés incluaient un échosondeur papier, un système de positionnement précis (dGPS) ainsi qu'un logiciel de levé hydrographique qui enregistrait la position du bateau. La validation du signal de l'échosondeur consistait à identifier les espèces et évaluer leurs proportions relatives et leur densité. Elle a été faite à l'œil nu ou avec une caméra couleur submersible. Une fois la campagne terminée, les données de position ont servi à créer la carte des transects sur laquelle les données d'échosondages, suite à leur interprétation, ont été transférées. L'interpolation entre les transects a été faite dans le logiciel MODELEUR surtout à l'aide d'une carte précise des profondeurs.

Le résultat a donné une carte des macrophytes à l'échelle 1 : 15 000. Dix espèces de plantes ont été retrouvées dont la plus fréquente est la vallisnérie d'Amérique. Selon leurs combinaisons, ces plantes forment 33 assemblages, un nombre que nous avons ensuite réduit à 14 et qui inclut l'assemblage à faciès riche, un mélange de plusieurs espèces sans dominance, retrouvé en eau peu profonde et en situation abritée du vent et des vagues. Selon une démarche exploratoire, la distribution des espèces a été reliée aux facteurs abiotiques (lumière disponible, vagues, courant, substrat, disponibilité des nutriments, fluctuation du niveau d'eau) et biotiques (allélopathie) selon les observations faites sur le terrain, la littérature sur le sujet et l'interprétation de la carte de la végétation. L'hypothèse posée consiste à voir s'il existe une relation privilégiée entre la distribution de l'assemblage à faciès riche et la fluctuation du niveau d'eau. Selon nos observations, les fluctuations du niveau d'eau et les zones abritées des vents, des vagues et du courant et situées en eau peu profonde (zone de marnage) ne semblent pas exclusives à cet assemblage.

Cette carte permettra une meilleure compréhension des liens unissant la distribution des espèces à l'habitat, lui-même défini par les facteurs abiotiques. Aussi, de par sa précision et sa grande échelle, ce travail fournira des données nécessaires à la modélisation des habitats de plantes dans un contexte où les niveaux peuvent fluctuer.

Étudiant

Directeur de recherche

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	v
RÉSUMÉ	vii
TABLE DES MATIÈRES	ix
LISTE DES TABLEAUX	xiii
LISTE DES FIGURES	xv
LISTE DES ABRÉVIATIONS	xvii

1. INTRODUCTION	1
1.1. CONTEXTE	1
1.2. PROBLÉMATIQUE	2
1.3. HYPOTHÈSE	3
1.4. OBJECTIFS	4
1.5. STRATÉGIE UTILISÉE	5
2. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	7
2.1. TERMINOLOGIE	7
2.2. ÉTUDES DE CARTOGRAPHIE ANTÉRIEURES ET ACTUELLE	8
2.2.1. Lac Saint-Pierre	8
2.2.2. Lac Saint-François	9
2.2.2.1. Une méthode améliorée	9
2.2.2.2. Facteurs abiotiques et biotiques	10
2.2.2.3. Résultats	12
2.2.3. Port de Montréal - archipel du lac Saint-Pierre	13
2.2.3.1. Fluctuations du niveau d'eau	13
2.2.3.2. Biodiversité	14
2.3. BIOLOGIE DES ESPÈCES RENCONTRÉES	15
2.3.1. <i>Alisma gramineum</i> Gmelin	15
2.3.2. <i>Ceratophyllum demersum</i> L.	16
2.3.3. <i>Chara</i> spp. et <i>Nitella</i> spp.	19
2.3.4. <i>Elodea canadensis</i> Michx.	22
2.3.5. <i>Heteranthera dubia</i> (Jacq.) MacM.	27
2.3.6. <i>Lemna trisulca</i> L.	29
2.3.7. <i>Myriophyllum spicatum</i> L.	30
2.3.8. <i>Potamogeton pectinatus</i> L.	36
2.3.9. <i>Potamogeton richardsonii</i> (A. Bennett) Rydb.	41
2.3.10. <i>Vallisneria americana</i> Michx.	43

3. MÉTHODOLOGIE.....	49
3.1. CAMPAGNE DE TERRAIN	50
3.1.1. Description de la région étudiée	50
3.1.2. Équipements et techniques utilisés	52
3.1.3. Système de notation et base de données	55
3.1.4. Réalisation de la campagne	56
3.2. TRAITEMENT DES DONNÉES	57
3.2.1. MODELEUR et création de la carte des profondeurs	57
3.2.2. Traitement primaire	59
3.2.3. Carte des transects	61
3.2.4. Interprétation et transfert	61
3.2.5. Interpolation et création de la carte des macrophytes dans le MODELEUR.....	66
3.3. UTILISATION PRÉSENTE ET FUTURE DES DONNÉES	69
3.3.1. Archivage et stockage des données	69
3.3.2. Distribution de fréquences selon la profondeur	70
3.3.3. Autres utilisations.....	71
3.4. DIFFICULTÉS RENCONTRÉES	72
3.5. SUGGESTIONS D'AMÉLIORATION.....	73
4. PRÉSENTATION ET ANALYSE DES RÉSULTATS	75
4.1. DESCRIPTION DES ASSEMBLAGES.....	75
4.1.1. Assemblages présents.....	75
4.1.2. Simplification des assemblages	79
4.1.2.1. Méthode de réduction des assemblages	79
4.1.2.2. Limites de la simplification et du système de classification	81
4.2. CARTE DE LA VÉGÉTATION AQUATIQUE	82
4.2.1. Carte des assemblages simplifiés	82
4.2.2. Carte en couleurs de grand format disponible	83
4.2.3. Notes additionnelles au sujet de la carte.....	85
4.2.4. Sources d'erreur	86
4.3. ANALYSE PAR SECTEURS	87
4.3.1. Boucherville	88
4.3.2. Verchères.....	90
4.3.3. Contrecoeur.....	90
4.3.4. Lanoraie - chenaux de l'archipel du LSP	92
4.3.5. Début du lac Saint-Pierre	93
4.4. DISTRIBUTION ET HABITAT SELON L'ESPÈCE.....	94
4.4.1. <i>Alisma gramineum</i>	95
4.4.2. <i>Ceratophyllum demersum</i>	96
4.4.3. <i>Elodea canadensis</i>	98
4.4.4. <i>Heteranthera dubia</i>	98
4.4.5. <i>Lemna trisulca</i>	99
4.4.6. <i>Myriophyllum</i> spp.....	100
4.4.7. <i>Nitella</i> sp.	100
4.4.8. <i>Potamogeton pectinatus</i>	102
4.4.9. <i>Potamogeton richardsonii</i>	103
4.4.10. <i>Vallisneria americana</i>	104
4.4.11. Autres considérations	105

4.5.	OBSERVATIONS AU SUJET DE L’HYPOTHÈSE.....	108
4.5.1.	Mise en garde	108
4.5.2.	Considérations préliminaires.....	108
4.5.3.	Marnage et méthodes de contrôle de l’hypothèse	110
4.5.4.	Niveaux d’eau de 1948 à 1997.....	112
4.5.5.	Vérification visuelle	118
4.5.6.	Distribution de fréquences selon la profondeur.....	120
4.5.7.	Contrôle de l’hypothèse	121
4.5.8.	Explications possibles	122
4.5.9.	Perspectives.....	124
5.	CONCLUSION.....	127
6.	BIBLIOGRAPHIE	131
7.	ANNEXE.....	145
8.	LEXIQUE	161
9.	DONNÉES SUR DISQUE COMPACT.....	165

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 Abréviations des espèces et codes de densité pour la notation des observations sur le terrain.....	56
Tableau 4.1 Tableau synoptique des assemblages, avant et après simplification.....	76
Tableau 4.2 Contenu du disque compact joint à ce mémoire	84
Tableau 4.3 Approximation des superficies plantées et mouillées par secteurs d'analyse...	88
Tableau 4.4 Épisodes de bas niveaux à Sorel de 1988 à 1997.....	117

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 Organigramme de la méthodologie de production et du traitement des données	49
Figure 3.2 Situation géographique du tronçon étudié	51
Figure 3.3 Exemple d'une partie de la carte des isosurfaces de profondeur	59
Figure 3.4 Méthodologie d'interprétation des échosondages	61
Figure 3.5 Exemple d'un papier d'échosondage montrant la surface, le fond ainsi que la végétation le long du gradient de profondeur	63
Figure 3.6 Transfert des données sur la carte des transects superposée à celle des isosurfaces de profondeur	66
Figure 4.1 Histogrammes de la distribution de fréquences selon la profondeur par rapport au ZC des assemblages non simplifiés 9 à 12 et 14 respectivement (assemblage simplifié Va-Ag + autres (Lt,Hd,Pr,Ms)), secteur 1	i
Figure 4.2 Histogramme de la distribution de fréquences selon la profondeur par rapport au ZC de l'assemblage non simplifié 33 (assemblage simplifié Ni), secteur 1	i
Figure 4.3 Histogramme de la distribution de fréquences selon la profondeur par rapport au ZC de l'assemblage non simplifié 1 (assemblage simplifié Va), secteur 1	i
Figure 4.4 Profondeur, niveau d'eau, cote du fond et marnage	111
Figure 4.5 Niveau d'eau à Sorel, de 1948 à 1997	113
Figure 4.6 Niveau d'eau à Varennes, de 1948 à 1997	113
Figure 4.7 Fluctuation du niveau d'eau à Varennes et à Sorel entre janvier 1994 et novembre 1997, par rapport au ZC	114
Figure 4.8 Vérification visuelle de l'hypothèse par concordance des surfaces	120
Figure 4.9 Histogrammes de la distribution de fréquences selon la profondeur par rapport au ZC de l'assemblage non simplifié 23 (assemblage simplifié à Faciès Riche [Ec + (Mse/oVa) + autres (Pr,Hd,Ni,Pp,Ag,Cd,Lt)]), secteurs 1 à 5 respectivement	i

LISTE DES ABRÉVIATIONS

Abréviations des 10 espèces rencontrées :

Ag : *Alisma gramineum*

Cd : *Ceratophyllum demersum*

Ec : *Elodea canadensis*

Hd : *Heteranthera dubia*

Lt : *Lemna trisulca*

Ms : *Myriophyllum* spp.

Ni : *Nitella* sp.

Pp : *Potamogeton pectinatus*

Pr : *Potamogeton richardsonii*

Va : *Vallisneria americana*

Autres abréviations :

LSP Lac Saint-Pierre

MTM Système de projection « Mercator transverse modifiée 3° »

UTM Système de projection « Universal Transverse Mercator »

NAD 83 Système de référence géodésique « North American Datum of 1983 »

ZC Zéro des cartes

1. INTRODUCTION

1.1. Contexte

En octobre 1997 était rendue publique une entente entre l'INRS-Eau et Environnement Canada portant sur la modélisation hydrodynamique du fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Trois-Rivières. Le modèle informatique, conçu par l'équipe que dirigent Michel Leclerc et Yves Secretan, professeurs-chercheurs à l'INRS-Eau, simule en priorité les courants et les niveaux d'eau en vue notamment d'une gestion en temps réel et de la planification environnementale des interventions sur le fleuve. La modélisation du fleuve ouvrira la voie à de nombreuses applications environnementales telles l'étude et la prédiction du déplacement des contaminants dans le fleuve, la conception de plans de gestion visant à harmoniser les multiples usages de l'eau avec les besoins de l'écosystème ainsi que l'analyse des impacts de diverses utilisations ou interventions comme la navigation, le dragage et l'hydroélectricité. Cette modélisation s'avérera également très utile pour mieux coordonner l'implantation de projets ou de méthodes de gestion pouvant avoir un impact sur le fleuve et sur les milieux humides (INRS Nouvelles, 1997).

Pour représenter avec justesse la physique du milieu, le modèle requiert des données relatives au relief (topographie) du fond du fleuve, à la composition et à la rugosité des sédiments, aux conditions aux limites (débits et niveaux d'eau), au vent, à la glace, bref à tout ce qui peut influencer l'écoulement. C'est la raison pour laquelle le modèle numérique tient aussi compte de la distribution des plantes aquatiques et de leur dynamique de croissance annuelle comme un des facteurs influençant la trajectoire et la vitesse des courants. Aussi, les plantes aquatiques, en plus de leur propension à résister à l'écoulement, ont cette particularité d'être des organismes vivants interagissant avec les ressources fauniques et halieutiques. Ainsi, l'inventaire de cette composante biologique demeure indispensable à l'élaboration d'un modèle intégré du fleuve (*ibid*).

1.2. Problématique

Puisque les plantes aquatiques peuvent avoir un effet important sur la distribution spatiale des écoulements, il est important de leur accorder une attention spéciale. Cependant, les données actuelles sur celles-ci sont insuffisantes et/ou inadaptées pour permettre une modélisation hydrodynamique précise et représentative de la réalité. En effet, bien que certains travaux de cartographie aient été effectués, ceux-ci demeurent malheureusement fragmentaires (Létourneau et Jean, 1996 ; Dryade, 1980), hétérogènes en format ou procurent peu de moyens¹ de quantifier et de qualifier les peuplements végétaux. De plus, certains de ces travaux résultent de l'interprétation d'images prises à partir de satellites ou de plates-formes aéroportées comme c'est le cas pour l'étude de Létourneau et Jean (1996). Or, bien que la photo-interprétation de telles images donne un bon aperçu de la végétation émergente et de celle présente à de faibles profondeurs, elle reste imprécise pour les plantes submergées plus profondément ou vivant dans des eaux turbides (Jean Morin, communication personnelle ; Hudon, 1997). C'est donc pour combler le manque de renseignements nécessaires à une modélisation adéquate que ce projet de maîtrise a vu le jour.

Une seconde partie de la problématique concerne l'influence des facteurs biotiques et abiotiques sur la distribution spatiale des plantes aquatiques. En d'autres termes, on voudrait tenter d'établir une relation entre les caractéristiques du milieu et la présence d'espèces particulières de macrophytes. Mais comme tous ces facteurs ne pouvaient être analysés en profondeur dans une seule étude, il fallait cerner. Dès le début de nos sorties sur le fleuve en aval de Montréal, nous trouvions un sujet de choix en constatant que certains groupes de végétaux étaient beaucoup plus diversifiés en espèces que d'autres. Ces groupes, que nous avons inclus dans le terme « assemblage à faciès riche », n'avaient pas

d'équivalent dans le lac Saint-François où une cartographie similaire avait été effectuée (Morin, comm. pers.). En nous questionnant sur le pourquoi de cet assemblage particulièrement diversifié, nous l'avons imputé hypothétiquement à la fluctuation du niveau d'eau, laquelle est absente du lac Saint-François due à la stabilisation artificielle du niveau par les ouvrages de contrôle hydraulique situés en amont et en aval. Jusqu'ici, peu d'études expérimentales se sont interrogées sur le pourquoi de la coexistence des macrophytes dans des endroits qui semblaient homogènes du point de vue environnemental (Chambers & Prepas, 1990). L'accent de ce mémoire a donc été mis sur la fluctuation du niveau d'eau et sa possible influence sur les milieux uniformes où vivent les macrophytes de cet assemblage à faciès riche, l'analyse des autres facteurs abiotiques et biotiques ayant été plus sommaire. En effet, la fluctuation du niveau d'eau, par les perturbations qu'elle cause, est un facteur-clé influençant la compétition et la distribution des macrophytes et permettant le maintien de la diversité des milieux humides littoraux (Barrat-Segretain, 1996). Sa compréhension permettrait de prédire, dans le contexte des changements climatiques actuels, où se retrouveraient les macrophytes et comment les communautés végétales seraient modifiées si une baisse importante et persistante du niveau d'eau survenait. Les impacts sur l'écosystème pourraient être quantifiés puisque les plantes aquatiques sont des producteurs primaires et qu'elles servent de nourriture et d'habitat aux organismes benthiques, aux poissons et aux oiseaux aquatiques.

1.3. Hypothèse

Notre hypothèse veut que la fluctuation du niveau d'eau sur le tronçon Montréal-Sorel ait un impact positif sur la diversité de la végétation aquatique en comparaison de celle d'un plan d'eau comme le lac Saint-François, où le niveau est stabilisé artificiellement par des ouvrages de génie.

¹ Les peuplements végétaux sont souvent quantifiés en termes de superficie, la biomasse n'étant pas toujours disponible. Aussi, il existe diverses méthodes pour classer la végétation (Aménatech, 1991) mais celles-ci ne donnent pas toujours de renseignements sur la

1.4. Objectifs

L'objectif premier de ce travail est la production d'une carte à grande échelle (1 : 15 000) de la végétation aquatique du fleuve Saint-Laurent dans la section comprise entre le port de Montréal et le début du lac Saint-Pierre ainsi que la caractérisation de cette végétation. Cette carte devrait fournir à la fois des renseignements qualitatifs et quantitatifs sur l'ensemble de la végétation présente ainsi que sur sa localisation spatiale. La technique préconisée (Morin, 2001 ; Fortin *et al.*, 1993), l'échosondage, permet l'identification d'assemblages de plantes et aussi l'estimation de leur densité d'une façon continue sur de grandes surfaces.

Le second objectif consiste à expliquer la distribution des assemblages particuliers de macrophytes à l'aide des facteurs abiotiques ainsi qu'à l'aide des facteurs biotiques, mais dans une bien moindre mesure. Cet exercice, qui est avant tout une démarche exploratoire découlant des observations faites sur le terrain et sur la carte de la végétation, devrait permettre de mieux comprendre la relation entre les espèces et leur habitat ou, du moins, de soulever des hypothèses à leur sujet, sans pour autant les vérifier.

Le troisième objectif est corollaire au précédent. Il consiste à amorcer le processus de vérification² d'une hypothèse posée au cours de la campagne voulant qu'il existe une relation privilégiée entre la distribution de l'assemblage à faciès riche et la fluctuation du niveau d'eau. Cette vérification sera faite en comparant, entre autres, les surfaces ayant de fortes chances d'être exondées en période d'étiage à celles occupées par les assemblages reconnus comme étant les plus diversifiés.

composition spécifique précise des classes.

² L'amorce du processus de vérification consiste à recueillir des renseignements susceptibles d'être liés au phénomène (ex. : données sur les niveaux d'eau des années antérieures) et à émettre un avis préliminaire sur la validité de l'hypothèse en tenant compte de nos observations. En ce sens, il s'agit donc d'une recherche initiale destinée à ouvrir la voie aux recherches ultérieures et non d'un contrôle exhaustif de l'hypothèse posée.

1.5. Stratégie utilisée

Pour atteindre les objectifs fixés, une campagne de caractérisation sur le tronçon Montréal-Sorel a été entreprise à la fin de l'été 1997. Durant quatre semaines, le fleuve a été sondé à la recherche de données qualitatives et quantitatives sur les macrophytes. Un traitement élaboré des données a permis la création d'une carte complète de végétation. Ensuite, pour comprendre l'influence des facteurs biotiques et abiotiques sur la distribution des macrophytes, une approche basée sur des observations de terrain, sur des connaissances de l'écologie et de la biologie des espèces ainsi que sur les caractéristiques physiques du milieu a été privilégiée. Enfin, une vérification de l'hypothèse a été faite en comparant les surfaces soumises à la fluctuation du niveau d'eau avec celles occupées par les différents assemblages de macrophytes.

2. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

2.1. Terminologie

Selon Barrat-Segretain (1996), le terme « macrophyte » est largement utilisé, souvent comme synonyme de « plante aquatique ». Cependant, il ne fait référence à aucune définition taxonomique précise. Un macrophyte pourrait se définir par ce que Spence (1982) considère comme une plante aquatique soit un type de plante dont au moins les parties souterraines sont submergées en permanence. En fait, il existe deux catégories de macrophytes : (1) les *hydrophytes*, dont les parties végétatives sont complètement submergées ou à la surface de l'eau, et (2) les *hélophytes*, dont les parties végétatives ne sont que partiellement submergées bien que leurs parties souterraines soient submergées en permanence. Ici, puisque seules les hydrophytes sont concernées, on emploiera le terme « macrophytes submergés » ou simplement « macrophytes » de même que les termes englobant de « végétation aquatique » pour désigner cette catégorie. Quant aux hélophytes, ils se nomment aussi « macrophytes émergents » ou plus simplement « émergentes ». Les macrophytes submergés et émergents ont des représentants non seulement chez les angiospermes aquatiques mais aussi dans d'autres embranchements du règne végétal comme ceux des bryophytes et des ptéridophytes ainsi que dans le groupe des algues³. Dans ce dernier groupe, seules les macroalgues, c'est-à-dire les algues macroscopiques, retiennent notre intérêt puisqu'elles ont une incidence sur l'hydrodynamique fluviale.

³ Voir lexique en fin de document.

2.2. Études de cartographie antérieures et actuelle

Deux études similaires portant sur la cartographie des macrophytes ont eu lieu avant celle-ci⁴ pour combler le manque de données sur la végétation aquatique nécessaires à la modélisation du fleuve. Réalisées en collaboration avec l'INRS-Eau et Environnement Canada la première s'est faite au lac Saint-Pierre (LSP) en août 1990 (Fortin *et al.*, 1993) et la seconde au lac Saint-François en octobre 1995 (Morin, 2001). Ces études ont utilisé l'échosondage comme technique commune de caractérisation (voir section 3.1.2.). Les résultats de chacune d'elles, les variations au niveau des protocoles d'échantillonnage ainsi que certaines connaissances relatives aux macrophytes sont revus brièvement ici pour mieux situer l'étude actuelle de cartographie.

2.2.1. Lac Saint-Pierre

C'est dans l'article de Fortin *et al.* (1993)⁵ qu'on retrouve une description détaillée de l'étude réalisée au lac Saint-Pierre. Parmi les différents échosondages recueillis, les auteurs ont reconnu trois grandes catégories de faciès phytoacoustiques (échophytofaciès) correspondant à la structure physique de la végétation. Le premier faciès était associé aux grandes plantes retournant l'écho près de la surface de l'eau, le second faciès était relié aux espèces moins grandes produisant des échos à l'intérieur de la colonne d'eau bien en dessous de la surface et, enfin, le troisième faciès provenait de plantes produisant une série d'échos linéaires près du fond. La combinaison des trois faciès phytoacoustiques de base à différentes densités a mené à la subdivision de la végétation aquatique submergée en six unités phytoacoustiques formant la carte de la végétation aquatique submergée. Deux symboles indiquant chacun une espèce de seconde importance ajoutaient une précision aux

⁴ Depuis 1997, d'autres études ont suivi.

⁵ Aussi, le rapport de Leclerc *et al.* (1991) fourni encore plus de détails à ce sujet.

unités. De plus, un symbole indiquant une zone de végétation réduite non spécifiée et un autre l'absence de végétation complétaient la carte.

L'estimation de la densité, la quantification de la biomasse et l'identification des plantes ont été réalisées par des plongeurs qui ont échantillonné le lac ponctuellement. La cartographie des six unités phytoacoustiques s'est limitée à trois espèces dominantes (Va ou Pr ou Ni) et à deux espèces secondaires (Pr ou Ni) mais incluait la densité des assemblages. Le positionnement était assuré par système de positionnement radio avec antenne (précision de ± 9 m) et le marquage du papier d'échosondage par des « fixes » se faisait à toutes les minutes, soit environ à tous les 125 à 150 mètres. L'espacement entre les transects était typiquement de 1000 m. Les résultats ont été présentés sous forme de carte à l'échelle 1 : 50 000.

2.2.2. Lac Saint-François

Morin (2001), qui a réalisé une thèse de doctorat sur la modélisation des facteurs abiotiques de l'écosystème fluvial du lac Saint-François, a depuis récupéré, en l'améliorant, la méthode précédente de cartographie par échosondage. Ses travaux se distinguent de ceux de Fortin *et al.* (1993) par l'accent mis sur l'interaction entre les conditions abiotiques et la présence des espèces.

2.2.2.1. Une méthode améliorée

Suite aux percées technologiques, Morin (comm. pers.) a d'abord raffiné la méthode d'échosondage en utilisant un système de positionnement plus précis (± 2 m) assuré par dGPS⁶. Il a aussi ajouté aux données l'enregistrement de la trajectoire précise du bateau et a resserré le positionnement des données du papier d'échosondage en remplaçant les intervalles d'une minute par des intervalles de distances parcourues. Les marques de fixe

⁶ « Differential global positioning system », un système mondial de radiorepérage.

ont alors été notées à tous les 100 mètres, ce qui a permis de localiser les regroupements de macrophytes avec plus de précision. L'espacement entre les transects était typiquement de 2000 m. De plus, la méthode de calibrage, au lieu d'être ponctuelle et d'exiger les services d'un plongeur, s'est effectuée en continu, au besoin, à l'aide d'une caméra sous-marine ou d'une visionneuse. Les assemblages retrouvés sont décrits en termes d'espèces et de pourcentages de couverture pour chacune d'elles. Il n'y a pas eu quantification de la biomasse mais seulement une estimation de la densité de la couverture. Ces améliorations ont permis d'obtenir une carte plus précise et à une plus grande échelle (1 : 15 000).

2.2.2.2. Facteurs abiotiques et biotiques

L'environnement est la somme de tous les facteurs biotiques (le vivant) et abiotiques (le non vivant) qui entourent et influencent potentiellement un organisme. Les facteurs biotiques sont ceux impliquant des interactions entre les organismes tandis que les facteurs abiotiques incluent tous les aspects chimiques et physiques de l'environnement qui influencent la croissance et la distribution des plantes (Barbour *et al.*, 1999).

Au lac Saint-François, un tronçon fluvio-lacustre du fleuve Saint-Laurent situé en amont du tronçon étudié ici, le niveau est stabilisé artificiellement et ses fluctuations sont limitées à moins de 15 cm annuellement (Morin, 2001). Ces conditions particulières, qui rapprochent le système d'un certain équilibre simplifié, ont fait de ce lac un sujet de choix pour étudier les facteurs abiotiques très spécifiques formant l'habitat des macrophytes et déterminant par le fait même leur distribution. Morin (2001) y a identifié cinq facteurs abiotiques dominants susceptibles de limiter la croissance des macrophytes dans ce milieu. Ces facteurs changent dans le temps et l'espace et leur combinaison en un point fixe quelconque forme l'habitat (*ibid*). Premièrement, la **lumière disponible** est déterminante de par sa qualité et sa quantité pour la biomasse végétale (Duarte et Kalff, 1990 ; Chambers et Kalff, 1985 ; Chambers et Prepas, 1988). Les macrophytes submergés peuvent être présents à toutes les profondeurs de la zone photique, dans la mesure où les conditions s'y prêtent. Les **vagues** sont le deuxième facteur en importance puisque leur action mécanique pourra empêcher les plantes, graines ou propagules de s'établir (Keddy, 1982 ; Chambers, 1987).

Leur puissance sera influencée directement par la force des vents dominants et par la grandeur du fetch, c'est-à-dire le degré d'exposition déterminé par la trajectoire du vent sans obstacle. Le **courant** est un troisième facteur abiotique limitant la croissance de la végétation aquatique puisque la turbulence qu'il engendre peut briser des feuilles, déraciner les plantes ou empêcher leur établissement (Morin, 2001). Comme quatrième facteur abiotique, on trouve le **substrat** qui compte deux aspects à ne pas négliger. D'abord, son aspect géochimique offre à la plante une source de nutriments. Ensuite, son aspect physique, défini par sa texture et sa stabilité, offre à la plante un support dans lequel les racines pénètrent et s'ancrent (*ibid*). Il y a plusieurs types de substrats comme par exemple l'argile, le silt, le sable, le gravier, les cailloux, les galets, la rocaille et la blocaille, des particules toutes classées en ordre croissant de grosseur. Cependant, le substrat doit être suffisamment léger et stable pour permettre l'ancrage. Les argiles cohésives et la roche en place ne permettent pas une bonne pénétration des racines et sont donc des substrats peu colonisés (Morin, 2001). Enfin, la **disponibilité des nutriments** est aussi un facteur déterminant puisqu'il affecte directement la croissance des macrophytes. Les sédiments en sont la source la plus importante pour la plupart des espèces (Barko et Smart, 1980 ; Carignan et Kalff, 1980). Les vagues et le courant ont aussi une influence sur la dynamique sédimentaire. De même, la seule présence des plantes suffit, de par leur résistance à l'écoulement (ralentissement), à faciliter la sédimentation des particules fines riches en nutriments (Petticrew et Kalff, 1992 ; Chambers et Prepas, 1994).

Par ailleurs, la stratification thermique des plans d'eau, l'affouillement par la glace ainsi que les variations du niveau d'eau peuvent avoir une influence importante sur les macrophytes mais ces phénomènes demeurent secondaires au lac Saint-François (Morin, 2001). Le gel est un autre stress important. Les parties pérennes des macrophytes ne le supportent pas. Puisque le niveau d'eau atteint son minimum annuel généralement en hiver, le gel limiterait la colonisation de la rive proche (*ibid*).

Ce sont les facteurs abiotiques qui sont les plus structurants et qui permettent à une espèce ou un groupe d'espèces de s'installer et de s'épanouir. Les facteurs biotiques sont plus subtils et complexes. À ce titre, Morin (2001) mentionne que la diversité d'habitat est

définie localement par les facteurs abiotiques mais que certains compartiments biotiques peuvent être si importants en termes de biomasse qu'ils modifient de façon draconienne à peu près tous les aspects de la physique locale. Par exemple, les plantes ralentissent les courants et amortissent les vagues ce qui favorise la sédimentation et la clarté de l'eau. Par voie de conséquence, de nouvelles plantes peuvent s'établir en aval. Mais il y a d'autres exemples de facteurs biotiques. Ils incluent entre autres la compétition, le mutualisme, l'allélopathie et l'herbivorisme (Barbour *et al.*, 1999).

En dernier lieu, malgré l'importance des facteurs abiotiques et biotiques, mentionnons que la physionomie des communautés végétales l'est tout autant. Elle est une combinaison de l'aspect extérieur de la végétation, de sa structure verticale (architecture) et des formes de croissance des taxons dominants (Barbour *et al.*, 1999). Ces dernières formes de croissance sont particulièrement intéressantes car elles témoignent de l'adaptation des macrophytes à l'environnement. Chaque plante possède donc une des cinq formes suivantes : en canopée, érigée, en rosette, couchée et en tapis (Chambers et Kalff, 1987).

2.2.2.3. Résultats

Morin (2001) présente ses résultats sous forme d'une carte où deux types principaux d'assemblages apparaissent. Premièrement, les assemblages purs, où une seule espèce est présente, comprennent Va, Ms, Ni, et Pp. Deuxièmement, les assemblages à espèce dominante, où une espèce représente plus de 30 % en couverture relative dans le regroupement de macrophytes, comprennent Pr, Ag, Cd, Ec et Pp. L'auteur tient aussi compte des formes de croissance, entre autres de la forme en canopée, dans sa classification. Une analyse des facteurs abiotiques (profondeur, lumière, nutriments, courant, vagues) dresse le portrait de l'habitat physique de chaque assemblage retrouvé au lac Saint-François. Le substrat ne semble pas significativement déterminant pour la distribution des espèces. Parmi elles, les plus abondantes sont : *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus*, *Vallisneria americana*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton richardsonii*, *Ceratophyllum demersum*, *Heteranthera dubia*, *Nitella* sp.

2.2.3. Port de Montréal - archipel du lac Saint-Pierre

La méthode employée dans la présente étude, réalisée en septembre 1997, est sensiblement la même que celle du lac Saint-François. Nous avons cependant rehaussé la précision par l'enregistrement automatique de la position des marques de fixe à tous les 50 m et en réduisant l'espacement entre les transects à environ 1000 m.

Comme dans le cas du lac Saint-François, la stratification thermique du tronçon à l'étude demeure négligeable, la température de la colonne d'eau étant relativement homogène dans la verticale. Cependant, ce n'est pas le cas de l'érosion mécanique par la glace (affouillement) et les vagues ainsi que des variations du niveau d'eau qui sont de dures contraintes physiques (Hudon, 1997).

Comme mentionné précédemment, dès le début de la campagne nous avons observé que certains groupes de végétaux étaient plus diversifiés en espèces que d'autres. Ces groupes, appelés « assemblage à faciès riche », ont été trouvés en eau peu profonde et en zone abritée. Cet assemblage étant absent du lac Saint-François, nous nous sommes demandés si un autre facteur pouvait être en cause. La fluctuation du niveau d'eau est une hypothèse raisonnable puisque ce facteur est négligeable au lac Saint-François dû à la stabilisation des niveaux. Les deux sections suivantes survolent la littérature sur l'interaction entre les fluctuations du niveau d'eau et la biodiversité.

2.2.3.1. Fluctuations du niveau d'eau

En plus des cinq facteurs abiotiques traités plus haut, les fluctuations du niveau d'eau seraient aussi critiques selon d'autres auteurs (Howard-Williams *et al.*, 1995 ; Nichols, 1991). D'ailleurs, la dynamique des milieux humides des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent est fortement influencée par les cycles d'inondation et d'exondation (CMI, 1993). Dans cette optique, ces cycles de fluctuations, lorsqu'ils sont non négligeables, pourraient aussi avoir des impacts importants sur la dynamique des populations de macrophytes submergés. En fait, contrairement aux émergentes, les plantes submergées ne consacrent qu'une partie négligeable de leur biomasse aux structures souterraines (Wetzel, 1983). Or

la persistance de ces structures (système racinaire bien développé) semble permettre aux émergentes de traverser une période d'un an de bas niveaux et de se déplacer graduellement vers l'eau au fil des années si cette période de bas niveaux se prolonge alors que les plantes submergées ne peuvent survivre très longtemps dans les zones asséchées (Hudon, 1997).

D'autre part, Day *et al.* (1988) ont décrit les relations entre les patrons de végétation (« vegetation patterns ») et les facteurs environnementaux dans l'Est du Canada. Ils sont parvenus à la conclusion que les trois principaux facteurs contrôlant la composition de la végétation riveraine étaient la profondeur de l'eau, les effets des crues printanières sur le retrait de la litière et le gradient de fertilité produit par les vagues et le courant. Comme on peut le constater, ces trois facteurs sont directement reliés à l'hydrodynamique du plan d'eau, qu'il s'agisse d'un lac, d'une rivière ou d'un milieu humide. En fait, il est actuellement reconnu que le stress ainsi que toute autre forme de perturbation réduisent le degré des interactions compétitives (Grime, 1979 ; Keddy, 1989). Keddy & Reznicek (1986) et Keddy (1990) vont encore plus loin en mentionnant que la distribution et l'abondance des espèces riveraines des lacs seront déterminées à la fois par les fluctuations du niveau d'eau à court et à long termes. En période d'étiage, les espèces intolérantes à la sécheresse meurent et sont remplacées par des espèces qui émergent des graines enfouies dans le substrat. Inversement, les périodes de crue éliminent les arbustes qui sont remplacés par des espèces à feuilles flottantes ou entièrement submergées (Keddy & Reznicek, 1982, 1986). Ainsi, les crues comme les étiages tuent un groupe d'espèces tout en réduisant la compétition et en permettant une diversité maximale.

2.2.3.2. Biodiversité

Selon Barbour *et al.* (1999), techniquement parlant en écologie, la diversité des espèces est une caractéristique des communautés végétales. Elle se subdivise en trois parties : la *richesse spécifique*, l'*équitabilité spécifique* et la *diversité*. La richesse spécifique est le nombre d'espèces par unité de surface. L'équitabilité spécifique correspond à la distribution des individus parmi les espèces. L'équitabilité est maximale lorsque toutes les espèces ont le même nombre d'individus dans une communauté. La diversité est une

combinaison de la richesse et de l'équitabilité ; c'est la richesse en espèces pondérée par l'équitabilité. Des formules existent pour exprimer la diversité d'une communauté sous forme d'un indice. Maintenant, la richesse spécifique et la diversité ne sont pas la même chose. Bien qu'elles soient souvent corrélées positivement, il existe des gradients environnementaux le long desquels une diminution dans la richesse s'accompagne d'une augmentation dans la diversité (Hurlbert, 1971, cité par Barbour *et al.*, 1999). D'un point de vue pratique, même à l'heure actuelle il est juste de dire que la signification de la diversité des espèces n'est pas bien comprise. Il vaut mieux traiter l'indice de diversité simplement comme un attribut d'une communauté, à l'égal des autres caractéristiques disponibles pour la caractériser (Barbour *et al.*, 1999).

2.3. Biologie des espèces rencontrées

Cette partie rapporte une série de renseignements sur la biologie des dix espèces de macrophytes rencontrées dans le tronçon étudié en insistant sur leur écologie. Des sujets comme le nom, la catégorie, la répartition géographique, l'habitat, la croissance et le développement, la reproduction ainsi que d'autres aspects biologiques y sont abordés.

2.3.1. *Alisma gramineum* Gmelin

L'*Alisma* gramineum et « grass-leaved water-plantain » en anglais (Marie-Victorin, 1964) sont les noms communs utilisés pour désigner cette espèce. L'*Alisma* gramineum fait partie de la famille des *Alismataceae*. Il est caractérisé comme une plante strictement aquatique et normalement submergée. Les espèces du genre *Alisma* sont généralement vivaces (*ibid*).

Géographiquement, l'*Alisma* est rare en Ontario (Catling, 1987, cité par Brunton et Di Labio, 1989) bien qu'il soit commun à certains endroits le long du fleuve Saint-Laurent en Ontario et au Québec. Marie-Victorin (1964) rapporte qu'on le retrouve en immenses formations sur les battures du Saint-Laurent, dans toute la partie alluviale, au moins depuis Montréal jusqu'au LSP. D'après Fassett (1969), on trouve cette espèce du sud du Québec jusqu'en Alberta, aux États-Unis dans les États de New York, du Wisconsin, du Nebraska,

de l'Utah et de l'Oregon. Elle serait aussi largement répandue en Europe, en Asie et en Afrique.

L'*Alisma* graminioïde pousse abondamment sur les substrats argileux et dans les eaux peu profondes (Brunton et Di Labio, 1989). C'est une plante d'une grande plasticité écologique qui réagit violemment aux changements dans le niveau d'eau (Marie-Victorin, 1964). Lorsque le niveau est normal, l'*Alisma gramineum* se tient dans un à trois pieds d'eau (30 à 90 cm) et ne produit que de longues feuilles molles, analogues à celles de *Vallisneria americana*. Mais lorsqu'il s'abaisse brusquement, on voit surgir la forme émergée caractérisée par des feuilles à limbe ferme et lancéolé-obové (*ibid*).

Au niveau de la reproduction sexuée, les fleurs hermaphrodites s'épanouissent sur la forme émergée de la plante mais demeurent fermées (cléistogamie) lorsque la plante est submergée (Marie-Victorin, 1964). La maturité sexuelle est rapidement atteinte. En effet, selon Arber (1920, cité par Sculthorpe, 1967), les jeunes plants d'*Alisma gramineum* qui possèdent encore un feuillage submergé peuvent eux aussi fleurir.

Stockey et Hunt (1992) ont effectué des tests sur la germination de graines de l'espèce *Alisma plantago-aquatica*. Selon eux, le mécanisme contrôlant la levée de dormance chez cette espèce ne dépendrait pas d'une fluctuation de température, phénomène communément rencontré parmi les autres espèces des milieux humides, mais plutôt de la fluctuation du niveau hydrostatique. Ce stimulus permettrait aux graines d'identifier les conditions favorables à leur germination dans leur milieu naturel. Sans émettre aucune hypothèse, il serait possible qu'*Alisma gramineum* ait un mécanisme de levée de dormance similaire.

2.3.2. *Ceratophyllum demersum* L.

La cornifle nageante et « common coontail » en anglais (Marie-Victorin, 1964 ; Mulligan, 1992) demeurent les noms communs les plus usités pour désigner cette espèce. La cornifle nageante fait partie de la famille des *Ceratophyllaceae* qui ne comporte qu'un seul genre, *Ceratophyllum* (Marie-Victorin, 1964). Catégorisée herbe aquatique, elle est submergée

pendant toutes les phases du cycle vital. Il s'agit d'une plante monoïque dicotylédone, à distribution cosmopolite (*ibid*).

D'après Sculthorpe (1967), les eaux douces stagnantes ou à faible courant caractérisent l'habitat de *Ceratophyllum demersum*. Cette espèce serait aussi fixée au substrat silteux par des feuilles modifiées appelées rhizoïdes ou flotterait librement.

Spence (1967, cité par Goulder et Boatman, 1971), dans son étude sur les facteurs contrôlant la distribution des macrophytes d'eau douce, a classé *Ceratophyllum demersum* dans le groupe des « eaux riches » caractérisées par une forte alcalinité (>1,2 m-équiv. HCO₃⁻/l). Goulder et Boatman (1971) suggèrent que cette espèce doit avoir des besoins supplémentaires en azote inorganique concentré, au moins pour une partie de l'année. Cette classification comme plante nitrophile pourrait expliquer pourquoi *Ceratophyllum* devient une nuisance dans les cours d'eau qui drainent les terres agricoles (Robson, 1967, cité par Goulder et Boatman, 1971).

Du point de vue croissance et développement, Marie-Victorin (1964) mentionne qu'il existe deux formes écologiques principales : la forme lacustre, caractérisée par des tiges et des rameaux forts, et des feuilles raides et relativement courtes ; la forme marécageuse, caractérisée par des tiges et des feuilles très grêles. Transplantée d'un habitat à l'autre, la plante s'adapterait aux nouvelles conditions. *Ceratophyllum demersum* est une plante dépourvue de racines (*ibid*). Elle peut être considérée comme une plante flottant librement (Sculthorpe, 1967). Comme les *Myriophyllum*, à la fin de la saison, elles développent des hibernacles^{7, 8} qui tombent sur la vase du fond et se développent au printemps (Marie-Victorin, 1964). En hiver, plusieurs angiospermes aquatiques submergées des régions

⁷ Bourgeons de réserve produits sur les extrémités raméales et caulinaires des plantes flottant à la surface (Marie-Victorin, 1964).

⁸ Les hibernacles sont avant tout des bourgeons modifiés où les feuilles plutôt que l'axe constituent les éléments les plus importants. Ceux qui sont le moins spécialisés, c'est-à-dire ceux formés d'un petit regroupement dense de feuilles apicales, sont nommés apex dormants (comme pour *Ceratophyllum*). Ceux qui possèdent des feuilles plus spécialisées qui diffèrent des feuilles normales au niveau de la forme sont nommés turions (Sculthorpe, 1967).

tempérées survivent sous la glace des lacs et des étangs. La plupart perdent leurs feuilles et restent dormantes tout au long de l'hiver (Sculthorpe, 1967, cité par Spencer et Wetzel, 1993). Toutefois, certaines espèces telles que *Ceratophyllum demersum* conservent leurs feuilles et leur capacité photosynthétique sous un couvert de glace (Boylen et Sheldon, 1976 ; Best, 1986 ; Best et Visser, 1987, le tout cité par Spencer et Wetzel, 1993). Selon Stuckey *et al.* (1978), la capacité de rester dans un état végétatif durant l'hiver pourrait conférer à cette espèce un avantage.

Tel que mentionné précédemment, *C. demersum* ne possède pas de racines et dépend entièrement des feuilles pour assimiler les nutriments dans la colonne d'eau (Sculthorpe, 1967, cité par Spencer et Wetzel, 1993). Spencer et Wetzel (1993) ont montré que cette plante était limitée par la concentration en phosphore dans le lac Third Sister durant l'été. Puisqu'ils ont aussi observé que les plantes d'hiver contenaient plus de 50 % de phosphore supplémentaire que celles d'été, ils ont suggéré que la plante accumule probablement du phosphore durant l'hiver, lorsque les niveaux ambiants sont les plus hauts (Wetzel, 1983, cité par Spencer et Wetzel, 1993) et qu'elle utilise ses réserves internes de phosphore pour la croissance végétative d'été, quand cette substance est limitante.

Au niveau de la reproduction, les *Ceratophyllum* se développent surtout par multiplication végétative (Marie-Victorin, 1964), donc asexuellement. Cependant, la reproduction sexuée existe aussi. La pollinisation se fait sous l'eau mais l'ouverture styloïde est si étroite qu'il est rare de trouver des fruits développés (*ibid.*). En Grande-Bretagne, Guppy (1894, cité par Sculthorpe, 1967) a observé que les fruits de *Ceratophyllum demersum* parvenaient à maturité dans un bassin peu profond dans lequel la température maximale journalière atteignait de 27 à 35°C mais qu'ils ne se développaient pas dans les eaux tout près de là qui n'étaient pas chauffées si intensément.

Dans une étude sur le genre *Ceratophyllum*, Les (1991) indique que les populations de *C. demersum* ont un faible taux de recombinaison sexuelle, un faible taux de variation et sont structurées génétiquement comme des plantes terrestres issues d'inbreeding. Elles ont donc une faible diversité génétique.

Larson (1983, cité par lui-même, 1989) a identifié trois acides phénoliques produits par *Ceratophyllum demersum*. Dans une étude ultérieure, Larson (1989) a démontré par bioessais les propriétés algicides de ces composés sur l'algue verte *Chlorella pyrenoidosa*. Wium-Andersen *et al.* (1983) ont isolé du soufre élémentaire à partir de *Ceratophyllum demersum* et, selon eux, la libération de soufre qui possède des propriétés algicides, fongicides et bactéricides pourrait expliquer le très faible nombre d'épiphytes associées à cette espèce. Enfin, selon Phillips *et al.* (1978), *Ceratophyllum demersum* contient des substances ayant une influence négative sur la croissance des autres macrophytes (allélopathie).

2.3.3. *Chara*⁹ spp. et *Nitella* spp.

Les charagnes et « chara stonewort » en anglais et, d'autre part, les nitelles et « nitella stonewort » en anglais (Mulligan, 1992) restent parmi les noms communs les plus usités pour désigner l'ensemble de ces espèces. Ces deux genres font partie des *Characeae*, une famille unique caractérisée par la présence de branches verticillées cylindriques et où chaque joint de tige consiste en une seule cellule (Fassett, 1969).

Ces deux genres sont catégorisés comme des algues macroscopiques aquatiques submergées. Selon Bold et Wynne (1985), certains botanistes, reconnaissant une divergence évolutionnaire significative de ces macroalgues face aux algues vertes indiquée par leurs structures végétatives et reproductives complexes, par la morphologie des spermatozoïdes et par la possession d'un stade protonéma¹⁰, les ont classées dans un embranchement séparé, celui des charophytes, soit un petit groupe, unique en soi, d'hydrophytes non vasculaires à la distribution cosmopolite.

⁹ Durant la campagne de terrain, aucun assemblage comprenant le genre *Chara* n'a été identifié formellement. Cependant, cette espèce est sûrement présente, du moins en faible quantité, dans le tronçon étudié. Ici, elle est traitée conjointement avec *Nitella* puisqu'il s'agit d'espèces apparentées.

¹⁰ Protonéma : (n. m.) stade filamenteux du gamétophyte, chez les Charophyceae et plusieurs Bryophyta ; résulte habituellement de la germination d'une spore (d'après Scagel *et al.*, 1965, cité par Ayotte, 1994).

D'après Round (1981), puisque les sédiments stables s'accumulent seulement là où le mouvement de l'eau est faible, les communautés algales vivant sur ou dans les sédiments s'installent dans des eaux relativement tranquilles. Elles peuvent s'établir dans les cours d'eau et former de vastes prairies subaquatiques pourvu que l'interface sédiment-eau ne soit pas trop perturbée par les vagues ou les forts débits et que les sédiments soient stables. Le rhizobenthos, comme son nom l'indique, est enraciné dans les sédiments mais se prolonge par un ensemble complexe de « tiges » photosynthétiques, habituellement sous une forme macroscopique, dans les eaux libres. Par cet aspect, il ressemble aux autres angiospermes enracinées. Les lacs à *Chara* sont souvent pauvres en nutriments et les charophytes sont habituellement encroûtées de calcaire (carbonate de calcium) leur donnant une apparence blanc grisâtre. En effet, en eau douce, les seules macroalgues impliquées dans la précipitation du calcium sont les charophytes. La formation de dépôts de carbonate de calcium à l'intérieur du mucilage et des parois cellulaires est une propriété appartenant à l'espèce. D'autre part, les sédiments retrouvés sous de denses populations de *Chara* ou de *Nitella* sont souvent noircis et riches en sulfure d'hydrogène.

Toujours selon Round (1981), il y a peu de données récentes sur le cycle saisonnier des charophytes mais plusieurs peuvent passer l'hiver sous la glace et plusieurs se propagent végétativement à partir de protonémas et de bulbilles de réserve. D'autres sont liés de près à certaines saisons et se rétablissent annuellement par germination d'oospores qui semblent nécessiter une période de repos, de faible température et de faible concentration en oxygène, bien que des études plus poussées soient nécessaires et qu'il y ait conflit entre certains dires retrouvés dans la littérature. Dans une même espèce, les populations vivant à plus grande profondeur tendent à être plus grandes que celles poussant en eau peu profonde. On a enregistré des charophytes se développant activement à plus de 60 mètres dans des lacs clairs. Cependant, pour la majorité des sites, même si elles ont tendance à se retrouver à plus grande profondeur que les angiospermes enracinées, les charophytes se retrouvent plus rarement en deçà de 10 mètres de profondeur. Selon Bold et Wynne (1985), les charophytes sont dressées en eau calme ou bien courbées par les eaux courantes

et peuvent atteindre une longueur de 30 centimètres ou plus. On les trouve généralement dans les eaux douces et plus rarement en eau saumâtre.

Selon Bold et Wynne (1985), à la base de la pousse adulte se trouve une structure minuscule, ontogénétiquement distincte, nommée protonéma. Le protonéma est un jeune thalle bien différencié à croissance limitée qui passe inaperçu à cause de sa dégénérescence partielle après qu'il a donné naissance à la pousse adulte. Il se développe en premier lieu à partir du zygote de la génération précédente, et en deuxième lieu à partir des rhizoïdes et même à partir des pousses adultes dans certaines conditions. La caractéristique la plus frappante des pousses adultes est que les verticilles issus des nœuds alternent régulièrement avec les entre-nœuds cylindriques. Ces derniers atteignent parfois des longueurs considérables (plusieurs centimètres). Le nœud est composé de cellules uninucléées possédant la faculté latente de se régénérer d'elles-mêmes en de nouvelles « plantes ». Notons que la croissance de l'axe principal de la pousse adulte est apicale et illimitée. Les verticilles sont composés de ramifications à croissance limitée parfois nommées « feuilles ».

Les rhizoïdes ramifiés qui ancrent les plantes au substrat proviennent du nœud rhizoïdal du protonéma mais peuvent se développer de façon adventive à partir de n'importe quel nœud de pousse adulte. Ils suivent une croissance apicale, se différencient en nœuds et entre-nœuds, et peuvent même proliférer aux nœuds, donnant naissance à d'autres pousses adultes via le stade du protonéma. Ainsi, les charophytes se propagent végétativement à l'aide de leurs rhizoïdes. Quand la pousse adulte est enfouie dans le substrat ou fragmentée, le développement adventif des rhizoïdes et des ramifications à croissance illimitée peut se produire à partir des cellules de nœud. De plus, des protonémas adventifs peuvent apparaître directement des complexes nodaux.

La structure et la reproduction des charophytes sont parmi les plus avancées des algues. Bold et Wynne (1985) poursuivent en disant que la reproduction sexuée des charophytes est oogame. Les organes sexuels sont l'anthéridie et l'oogone. Ils se développent aux nœuds des ramifications là où ils apparaissent habituellement ensemble, sauf pour les taxons

dioïques. À maturité, les spermatozoïdes biflagellés sont libérés et peuvent féconder l'œuf (oosphère). Le zygote ainsi formé est parfois appelé l'oospore. Une période de dormance est nécessaire à la germination. Selon certaines études, l'entreposage des zygotes à de faibles températures (5-7°C) écourterait les besoins de dormance.

Fassett (1969) mentionne que, pour distinguer ces deux genres, on doit utiliser une loupe et, pour plus de certitude, un microscope avec lequel on examine le sommet de l'oogone. Il distingue les deux genres à l'aide d'une clef de détermination sommaire présentée ici : plantes rugueuses et râpeuses, apparaissant lignées sous la loupe, oogone coiffée de cinq cellules : *Chara* ; plantes lisses, oogone coiffée de dix cellules : *Nitella*.

2.3.4. *Elodea canadensis* Michx.¹¹

L'élodée du Canada et « elodea » en anglais (Alex *et al.*, 1980) demeurent les noms communs les plus usités pour désigner cette espèce. L'élodée fait partie de la famille des *Hydrocharitaceae*. Cette plante aquatique submergée est originaire d'Amérique du Nord. Il s'agit d'une plante vivace dioïque (Catling et Wojtas, 1986).

Parmi le genre *Elodea*, l'élodée du Canada est la plus commune et la plus répandue des espèces indigènes en Amérique du Nord. On la retrouve dans le sud du Canada, de la Nouvelle-Écosse jusqu'en Colombie-Britannique, mais elle est rare en Saskatchewan et en Alberta. Aux États-Unis, elle s'étend du nord jusqu'en Alabama et en Californie, ces deux États formant la limite sud. Cependant, on la retrouve surtout dans la région des Grands Lacs du Canada et des États-Unis. L'élodée du Canada s'est récemment répandue dans d'autres parties du monde, notamment l'Europe (Dandy, 1980 ; Simpson, 1986), l'Afrique du Sud, l'Asie (Cook, 1985), l'Australie et la Nouvelle-Zélande (Cook et Urmi-König, 1985 ; Simpson, 1984 ; Aston, 1973).

¹¹ La présente monographie sur *Elodea canadensis* est tirée en grande partie de Spicer et Catling (1988).

L'élodée abonde dans les eaux claires, alcalines et riches en substances nutritives bien qu'elle tolère différentes conditions chimiques de l'eau (Moyle, 1945 ; Seddon, 1972 ; Spence, 1967 ; St. John, 1965 ; Hellquist, 1972 ; Crow et Hellquist, 1982 ; Reed, 1977). On rapporte un pH variant de 6,5 à 10 en nature. Les substances nutritives restrictives (Bowmer *et al.*, 1979) comprennent le bicarbonate (en plus du dioxyde de carbone) comme source de carbone (Steeman Nielsen, 1944 ; Allen et Spence, 1981 ; Maberly et Spence, 1983) et le fer sous forme réduite (Olsen, 1954, cité par Spicer et Catling, 1988). Elle préfère des conditions plutôt fraîches avec une température optimale de l'eau allant de 10 à 25°C (Cook et Urmi-König, 1985). On la retrouve couramment dans les eaux de 1 à 8 mètres de profondeur (Wilson, 1941 ; Crum et Bachmann, 1973 ; Chapman *et al.*, 1974 ; Schmid, 1965) mais on l'a déjà rencontrée à 12 m en Amérique du Nord (Cook et Urmi-König, 1985). Elle préfère les rivières à faible courant, les lacs et les étangs (Bilby, 1977) avec des sédiments fins et de la matière organique variant de 10 à 25 % (Misra, 1938 ; Pearsall, 1920 ; Chapman *et al.*, 1974 ; Reed, 1977 ; British Columbia Ministry of the Environment, 1981 ; Nichols et Mori, 1971 ; Madsen, 1982). Quelques études comparatives ont suggéré que la lumière puisse limiter l'élodée, ce qui suppose que la clarté de l'eau est probablement un facteur environnemental important. Sculthorpe (1967) mentionne que lorsque des solides en suspension provenant d'égout ou d'autres sources polluantes se déposent et se consolident sur un lit constitué à l'origine de sable ou de gravier, les communautés à feuilles disséquées tels les *Myriophyllum* sont remplacées par une flore constituée d'espèces aimant les substrats silteux, dont *Elodea canadensis* fait partie. De la même manière, Davis et Brinson (1980) mentionnent que l'élodée semble être tolérante aux changements menant à l'eutrophisation et à l'augmentation de la turbidité. Ainsi, elle ferait souvent partie des systèmes eutrophes.

On retrouve l'élodée du Canada dans des communautés de plantes aquatiques submergées, souvent sous forme dominante ou codominante avec *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Myriophyllum exalbescens*, *Utricularia vulgaris* et d'autres plantes (*Potamogeton* spp.). Marie-Victorin (1964) mentionne que l'élodée du Canada croît en

grandes colonies dans les eaux peu profondes et tranquilles du Saint-Laurent, de quelques-uns de ses affluents et de quelques lacs. Elle serait abondante dans la région montréalaise.

À la fin de l'été, à l'approche de la saison froide, des apex dormants se développent en grand nombre (Catling et Wojtas, 1986). Bowmer *et al.* (1984) en ont dénombré jusqu'à 5000 dans 1 m² de sédiment. Ce sont en fait des bourgeons terminaux axillaires qui sont densément recouverts de feuilles fortement cutinisées¹² à teneur relativement élevée en amidon (Sculthorpe, 1967). Ces apex dormants sont parfois nommés à tort « turions » puisqu'ils sont insuffisamment différenciés pour les appeler ainsi (*ibid* ; voir aussi la note de bas de page n° 8). Ils hivernent sur le fond durant tout l'hiver (Sculthorpe, 1967 ; Nichols et Shaw, 1986 ; Haag et Gorham, 1979). Au printemps ils se mettent à croître, sans avoir besoin d'une longue période de haute température pour initier leur germination. Trois jours à 18°C suffisent (Dale, 1956, 1957 ; Sculthorpe, 1967 ; Allen, 1973).

L'élodée agit comme un réservoir d'éléments nutritifs et obtient la majorité de ses éléments à partir des sédiments (Wetzel, 1983). Selon Borutskii (1950, cité par Sculthorpe, 1967), les racines d'élodée du Canada comptent seulement pour environ 2,6 % de la biomasse. Pour la plupart des espèces submergées d'eau douce, les racines comptent probablement pour moins de 10 % de la biomasse (Westlake, 1965a, cité par Sculthorpe, 1967). Vu sa faible teneur en fibre, l'élodée se décompose rapidement quand la plante meurt. En fait, 95 % se décompose en 47 à 57 jours, ce qui fait de l'élodée du Canada la plante au taux de décomposition le plus élevé des plantes vasculaires submergées (Stephenson *et al.*, 1980). Cependant, Stuckey *et al.* (1978) ont rapporté que l'élodée demeurait intacte (c'est-à-dire sous forme d'une plante entière avec des tiges et des feuilles) durant l'hiver dans une eau dont la température variait de 1 à 4°C, recouverte de glace et de 12,5 cm de neige. La capacité de rester dans un état végétatif durant l'hiver pourrait conférer à cette espèce un avantage.

¹² Cutinisé : (adj.) muni d'une cuticule (Marie-Victorin, 1964).

La reproduction asexuée est de loin la plus importante chez l'élodée du Canada. Les apex dormants ainsi que les fines branches cassantes composées de tiges ne faisant guère plus de quelques millimètres de diamètre mais de longueurs variables se détachent facilement sous l'action des vagues, des courants, des animaux et de la circulation nautique. Ceux-ci les entraînent là où ils pourront peut-être établir de nouvelles colonies (Adams *et al.*, 1971). De nouvelles racines se développent aux nœuds des fragments de plantes qui dérivent et la croissance débute facilement, conférant ainsi à cette espèce un avantage compétitif sur les plantes aquatiques annuelles (Bowmer *et al.*, 1984). La dispersion des apex dormants et des fragments de tiges peut aussi être causée accidentellement par la faune ailée aquatique ou lorsque celle-ci ramasse des matériaux pour la construction de nids. On a démontré que la plante peut rester en vie hors de l'eau pour une période d'au moins 23 heures. À noter que des groupes d'élodées à la dérive peuvent s'implanter même au-dessus de plantes aquatiques déjà bien enracinées en prolongeant leurs racines à travers le tapis de végétation jusqu'au substrat (Haag et Gorham, 1977) et causant ainsi un déficit lumineux aux plantes sous-jacentes. Il est clair que la reproduction végétative est des plus importantes chez cette espèce qui a envahi plusieurs parties de l'Europe entièrement de cette façon, les plantes mâles étant soit absentes, soit très rares (Sculthorpe, 1967).

Vient aussi le temps de la floraison, qui est probablement relié à la photopériode et à l'âge de la plante (Sculthorpe, 1967). L'intensité lumineuse pourrait influencer le nombre de fleurs produites (Levitt, 1969). La température affecte aussi la maturation de la plante. Des populations exposées à des températures plus chaudes atteignent leur maturité plus rapidement (Sculthorpe, 1967 ; Allen, 1973). Au Canada, la floraison se produit habituellement de la mi-juin jusqu'à la fin de septembre, selon les données disponibles dans les herbiers (Spicer et Catling, 1988). Les fleurs dioïques sont issues d'une spathe axillaire (Marie-Victorin, 1964) et sont portées à la surface de l'eau par un pédoncule. Une fois la pollinisation et la fécondation terminées, un fruit se forme à l'aisselle de la feuille. Ce fruit est sessile, aigu et d'une longueur allant de 10 à 15 mm (*ibid*). La grenaison est rare (Lawrence, 1976) et ne constitue pas le principal moyen de reproduction de cette espèce. Les plantes en fleurs retrouvées dans les collections sont rares, les plantes mâles étant

d'autant plus rares que les plantes femelles (Catling et Wojtas, 1986). Dans une population donnée, il est exceptionnel de retrouver à la fois des plantes mâles et femelles croissant ensemble en quantité importante. Si tel est le cas, il y aura production de graines. Celles-ci sont transportées par l'action du vent et des vagues (St. John, 1965). Cependant, Ernst-Schwarzenbach (1951, cité par Sculthorpe, 1967) parle de fertilité réduite chez cette espèce où de deux à six ovules par ovaire seulement peuvent parvenir à maturité et où seulement un ou deux microspores de chaque tétrade peut ou peuvent germer. Aucun renseignement n'est disponible sur la viabilité et la germination des graines (Spicer et Catling, 1988).

L'élodée possède une importance économique et écologique certaines. Elle est utile pour fournir nourriture et couvert aux insectes (Krecker, 1939 ; Berg, 1941-1942 ; McGaha, 1952 ; Krull, 1970 ; Kuflikowski, 1974 ; Soszka, 1975), aux petits poissons (Holland et Huston, 1984 ; Prejs et Jackowska, 1978) ainsi qu'à d'autres petits organismes aquatiques. Du fait même, elle augmente la disponibilité d'aliments pour les poissons et les canards. Bien qu'elle ne soit pas d'une grande valeur alimentaire pour la faune ailée aquatique (McAtee, 1939 ; Martin et Uhler, 1939 ; Krull, 1970 ; Fassett, 1969) et qu'elle ait été classée 37^e sur 41 espèces pour son potentiel alimentaire pour les canards, l'élodée a néanmoins été classée deuxième et quatrième sur 12 en ce qui a trait à l'abondance et à la diversité des organismes qu'elle contient (Krull, 1970). Elle montre également certaines possibilités comme source d'aliment et de fourrage à cause de sa valeur nutritive relativement élevée (environ 27 % de protéines brutes) (Boyd, 1968 ; Nelson et Palmer, 1938). Les teneurs en phosphore de la plante servent d'indicateur des tendances à l'enrichissement des plans d'eau en éléments nutritifs (Ministry of the Environment, 1976). L'élodée a aussi été utilisée comme indicateur de la pollution par les métaux lourds (Mortimer, 1985). On l'utilise aussi en aquariophilie pour la quantité considérable d'oxygène qu'elle libère.

Cependant, cette espèce possède une part d'inconvénient. L'élodée du Canada forme des tapis denses de végétation qui entravent la navigation et restreignent les activités aquatiques des plans d'eau du sud du Québec et de l'Ontario, ainsi que de la Colombie-Britannique et

de l'Alberta (Spicer et Catling, 1988). Dans certaines régions, ces tapis denses réduisent l'efficacité de l'agriculture irriguée (Bowmer *et al.*, 1979, 1984 ; Robson, 1981).

2.3.5. *Heteranthera dubia* (Jacq.) MacM.

L'hétéranthère litigieuse et « water star-grass » en anglais (Marie-Victorin, 1964) sont les noms communs utilisés pour désigner cette espèce. L'hétéranthère fait partie de la famille des *Pontederiaceae*. Elle est catégorisée comme une plante herbacée aquatique submergée. Selon Marie-Victorin (1964), il s'agit d'une plante vivace au moyen de rhizomes qu'on retrouve dans l'ouest du Québec (Ottawa, Saint-Laurent, Richelieu, etc.). Fassett (1969) mentionne sa présence dans le Québec et l'ouest de la Nouvelle-Angleterre jusqu'au Minnesota et l'Oregon, au sud jusqu'à Cuba et au Mexique.

L'hétéranthère vit dans les eaux tranquilles et sur les rivages (Marie-Victorin, 1964). Fassett (1969) dit qu'elle habite dans les eaux tranquilles ou courantes. Sur les rivages du Saint-Laurent, où le niveau d'eau est fort variable, elle se présente généralement sous forme réduite¹³ et stérile qui la fait confondre avec certaines espèces de potamots (Marie-Victorin, 1964).

Horn (1983) a étudié des populations d'hétéranthères en Ohio et a observé que cette espèce peut passer l'hiver en demeurant entière. Les tiges cessent de croître lorsque la température diminue en deçà de 8°C et se détériorent lentement à mesure que l'hiver avance. Déjà en avril plusieurs feuilles auront disparu et les tiges seront plus courtes qu'en octobre. La croissance reprendra au début du mois de mai lorsque la température de l'eau dépassera les huit degrés avec des bourgeons se développant aux nœuds des vieilles pousses.

La croissance générale de *Heteranthera dubia* est uniforme tout au long de l'été mais plus lente que plusieurs autres plantes vasculaires submergées (Horn, 1981, cité par Horn,

¹³ Cette forme réduite submergée a d'ailleurs été observée dans l'assemblage à faciès riche lors de notre campagne de terrain.

1983). Harman (1974, cité par Horn, 1983) a observé que cette espèce se développe lentement et reste dans la partie inférieure de la colonne d'eau jusqu'à la mi-septembre alors qu'elle devient la plante dominante en poussant au-dessus des autres plantes aquatiques. Horn (1983) a observé une croissance maximum des tiges (2,2 mètres) dans les habitats lacustres alors qu'elles n'atteignaient pas plus d'un mètre dans les habitats riverains.

Il existe deux formes chez l'hétéranthère, la forme émergée (« mudflat form ») et la forme submergée (*ibid*). Ainsi, selon l'environnement dans lequel elle se trouve, *Heteranthera dubia* présentera une morphologie particulière bien qu'il s'agisse de la même espèce. La forme émergée apparaît tout au long de la saison végétative lorsque les plantes submergées émergent, l'inverse étant aussi vrai. Cette émergence peut se produire de deux façons. Premièrement, des plantes détachées peuvent, par inondation, être partiellement enfouies dans le gravier et le sable des barres ou des rives. Plus tard, lorsque le niveau d'eau redescend, de nouvelles tiges se développent hors de l'eau. Deuxièmement, des plantes poussant dans les eaux peu profondes des rivières et des étangs peuvent émerger suite à une baisse du niveau d'eau au cours de l'été. Les principales différences morphologiques entre ces deux formes sont que la forme émergée possède des feuilles plus courtes (25 à 35 mm de long et 1 à 2 mm de large contre 45 à 100 mm de long et 1 à 7 mm de large pour la forme submergée) et plus épaisses ainsi que des entre-nœuds plus rapprochés que la forme submergée.

La multiplication végétative est commune durant la saison végétative. Des tiges brisées flottant librement peuvent trouver un habitat propice et s'enraciner (Horn, 1983). De plus, l'hétéranthère peut produire des apex dormants. Ces structures possèdent des feuilles qui ne sont pas fortement modifiées dans leur forme mais plus petites que la normale (jusqu'à 4 cm de long sur 1 à 2 mm de large) (*ibid*). La tige possède des entre-nœuds rapprochés et peut développer des racines. Les journées courtes et les températures d'eau plus froides de l'automne seraient la cause de leur développement. Les apex peuvent demeurer attachés aux tiges durant l'hiver. Ils semblent germer au printemps lorsque la température de l'eau augmente.

Selon Marie-Victorin (1964), même quand elle fleurit, la plupart des fleurs de l'hétéranthère restent sous l'eau et sont cléistogames ; quelques fleurs seulement atteignent le niveau de l'eau. Les capsules contiennent de nombreuses graines. Selon Horn (1983), les inflorescences des plantes riveraines submergées apparaissent en juin et cessent en septembre. Cependant, celles du lac Érié fleurissent plus tard parce que les plantes sont enracinées à de plus grandes profondeurs. Bien que les fleurs soient surtout cléistogames, la forme émergée de *Heteranthera dubia* ainsi que la forme submergée dont les tiges atteignent la surface de l'eau peuvent produire des fleurs chasmogames¹⁴. Les graines, surtout issues des fleurs cléistogames, se développent en trois semaines et sont libérées matures. Elles coulent jusqu'au substrat où elles passent l'hiver. Elles germent au printemps et les jeunes plants se développent et peuvent devenir des plantes matures fleurissant en un seul été.

2.3.6. *Lemna trisulca* L.

La lenticule trisulquée et « star duckweed » en anglais (Mulligan, 1992) demeurent les noms communs les plus usités pour désigner cette espèce. La lenticule trisulquée fait partie de la famille des *Lemnaceae* et est une plante aquatique nageante à thalle discoïde (Marie-Victorin, 1964).

Cette espèce est presque cosmopolite mais ici, elle vit à l'ouest et au centre du Québec (Marie-Victorin, 1964). Fassett (1969) dit que cette espèce est commune et qu'on la retrouve de la Nouvelle-Écosse jusqu'en Colombie-Britannique, au sud en Caroline du Nord, en Alabama, au Texas, au Nouveau-Mexique et en Californie. Sculthorpe (1967) mentionne que malgré l'ubiquité de cette espèce, elle demeure absente de l'Amérique du Sud et du sud de l'Afrique. En Amérique, la limite septentrionale de l'aire d'adaptation de *Lemna trisulca* atteint le nord de l'Alaska et le nord-ouest du Canada (Holmquist, 1971).

¹⁴ Fleur dont le périanthe peut s'épanouir et où la fécondation croisée est possible (Demalsy et Feller-Demalsy, 1990 : 140).

On retrouve la lenticule trisulquée dans les étangs, les sources et les anses abritées des rivières et des lacs (Marie-Victorin, 1964). Sculthorpe (1967) classe cette espèce comme une hydrophyte flottant librement. Celle-ci vit surtout dans les endroits abrités, dans les eaux tranquilles ou à faibles courants. Cet auteur mentionne aussi que la lenticule trisulquée qui flotte sous la surface de l'eau se retrouve parfois complètement enchevêtrée parmi les communautés enracinées, donnant ainsi l'apparence d'un mélange uniforme de végétation.

Toutes les lemnacées passent la mauvaise saison au moyen de bourgeons. La mort et l'immersion de la fronde-mère constituent un moyen de conservation ; entraînés au fond de l'eau, les jeunes bourgeons y attendent que le printemps, en activant leur croissance, les rappelle à la surface (Marie-Victorin, 1964). Les thalles de *Lemna trisulca* sont souvent associés en chapelet et forment de vastes tapis, d'abord submergés puis venant flotter que pendant la courte période de la floraison (*ibid*). *Lemna trisulca* demeure submergée pendant la majeure partie de sa vie. À maturité, le thalle est translucide, aigu à l'apex et se termine abruptement à la base par un petit appendice (stipe). Il possède une radicelle unique, dépourvue de tissu vasculaire. La lenticule trisulquée est incapable de survivre plus qu'un temps très court sur un sol mouillé. Elle n'est donc pas adaptée pour passer d'un habitat aquatique à un habitat terrestre comme c'est le cas pour le genre *Nymphaea*, capable de produire une forme terrestre lorsque exondé (Sculthorpe, 1967).

2.3.7. *Myriophyllum spicatum* L.¹⁵

Le myriophylle en épi et « Eurasian water-milfoil » en anglais (Mulligan, 1992) restent les noms communs les plus usités pour désigner cette espèce. Le myriophylle fait partie de la famille des *Haloragaceae*. On doit distinguer le myriophylle en épi de ses plus proches parents qui sont *M. exalbescens* et *M. verticillatum*. Ceux-ci sont deux espèces indigènes

¹⁵ La présente monographie sur *Myriophyllum spicatum* est tirée en grande partie de Aiken *et al.* (1979).

communément retrouvées à travers le Canada auxquelles on confond¹⁶ souvent *Myriophyllum spicatum*. Aiken *et al.* (1979) ont à ce titre dressé un tableau comparatif qui permet de distinguer ces trois espèces. Le myriophylle en épi est une plante herbacée aquatique submergée. Il s'agit d'une espèce adventice¹⁷ introduite d'Eurasie. C'est une dicotylédone.

Le myriophylle en épi est ubiquiste en Eurasie et est aussi retrouvé au Groenland (van der Meijden et Caspers, 1971). La plante s'est propagée très rapidement au Canada. L'espèce colonise les lacs de la Colombie-Britannique de même que les lacs et les cours d'eau de l'Est du Canada, en particulier au voisinage immédiat du fleuve Saint-Laurent. La répartition de l'espèce aux États-Unis a été faite par Reed (1977) mais on l'a aussi rencontrée en Arizona et au Nouveau-Mexique (Correll et Correll, 1972, cité par Aiken *et al.*, 1979) et dans le Washington State (Ruthford, cité par Aiken *et al.*, 1979). En Amérique, la limite septentrionale de l'aire d'adaptation de *Myriophyllum spicatum* atteint le nord de l'Alaska et le nord-ouest du Canada (Holmquist, 1971).

Au niveau de l'habitat, *Myriophyllum spicatum* se retrouve surtout dans les eaux de 1 à 3 m de profondeur mais aussi de 1 à 10 mètres. En fait, la profondeur maximale à laquelle on retrouve des plantes enracinées correspond au point de compensation de la lumière du myriophylle en épi (Aiken *et al.*, 1979). Comme le définissent Salisbury et Ross (1992), le point de compensation de la lumière est l'irradiance (exprimée en $W \cdot m^{-2}$) à laquelle la photosynthèse équivaut à la respiration (échange net de $CO_2 = 0$). De plus, toujours selon ces auteurs, ce point se situe quelque part entre la noirceur et la saturation lumineuse et il dépend de l'espèce, de l'irradiance durant la croissance de la plante, de la température et de

¹⁶ Justement, dans la présente étude, nous avons décidé de regrouper ces trois espèces de même genre sous le vocable « *Myriophyllum* spp. » pour éviter de devoir les identifier avec précision. Nous croyons néanmoins que le *M. spicatum* est davantage représenté sur le tronçon étudié que ses deux autres proches parents. De plus, il y a désaccord au sujet de la systématique de *Myriophyllum*. Certains taxinomistes considèrent que l'espèce indigène nord-américaine serait *M. spicatum* var. *exalbescens* (Fern.) alors que d'autres la considèrent comme étant une espèce distincte nommée *M. exalbescens*. Le vocable choisi permettra aussi d'éviter ce débat.

¹⁷ Adventice : (adj.) se dit d'une plante provenant d'un pays étranger, et qui n'a pas été intentionnellement semée. Les mauvaises herbes sont presque toutes adventices (Marie-Victorin, 1964).

la concentration en CO₂. Pour le myriophylle en épi, le point de compensation varie d'un lac à un autre selon la profondeur de pénétration de la lumière (Aiken *et al.*, 1979). En Ontario, on retrouve la majorité des plantes à des profondeurs allant de 0,5 à 3,5 mètres, les intervalles 0 à 0,5 et 3,5 à 7 mètres représentant moins de 25 % de la communauté. Toutefois, notons que le myriophylle en épi possède aussi une forme émergée. Cette forme est différente entre autres au niveau des feuilles qui sont plus petites, plus larges, plus épaisses et retrouvées en moins grand nombre que la forme immergée (Sculthorpe, 1967).

Le myriophylle prospère dans les lacs eutrophes et dans les cours d'eau enrichis en nutriments. On le retrouve également dans les eaux oligotrophes de Colombie-Britannique (Nijman, 1976). Il pousse aussi dans le sable, la tourbe acide (pH = 5,4) (Giesey, cité par Aiken *et al.*, 1979) et dans les eaux très alcalines (pH = 9 à 10) bien qu'il possède une grande tolérance au pH de l'eau (5,4 à 11). Forsberg (1964, cité par Sculthorpe, 1967) dit que pour qu'une colonisation soit efficace, les substrats ne doivent pas seulement être de la bonne texture fine, ils doivent aussi être stables. C'est pourquoi le myriophylle en épi est incapable de s'enraciner correctement dans un substrat mou s'il est instable. Il pousse bien dans une eau dont la salinité atteint jusqu'à 10 parties par millier mais croît plus lentement à une salinité de 15 (Beaven, 1960). Dans l'État du Maryland, il résiste aisément à des vagues d'un mètre (Steenis et Stotts, 1961). Steemann Nielsen (1944, 1946, 1947, cité par Sculthorpe, 1967) démontra que le dioxyde de carbone libre ainsi que les ions bicarbonate pouvaient être assimilés directement par *Myriophyllum spicatum*.

Au niveau de la pérennité, la plante peut produire des petits bourgeons qui ne sont pas des turions. À l'automne, la plante meurt jusqu'au collet¹⁸ (« propagating root crowns ») (Grace et Wetzel, 1978). La longévité de ce collet est inconnue. Titus (1977) a avancé qu'il pourrait s'agir d'une plante bisannuelle. Celui-ci trouva que durant l'hiver, le collet emmagasine des glucides non structuraux qui représentent jusqu'à 20 à 25 % de son poids

sec. Mais contrairement à ce qui a été dit plus haut concernant la mort de la plante jusqu'au collet en hiver, dans la Vallée du Tennessee le myriophylle en épi passe souvent l'hiver à la manière d'une plante à feuillage persistant et peut conserver une partie importante de sa biomasse (Stanley *et al.*, 1976, cité par Aiken *et al.*, 1979). Stuckey *et al.* (1978) en arrivent à la même conclusion lorsqu'ils ont observé sous le couvert de glace de petits étangs de l'État d'Ohio que *M. spicatum* passait l'hiver comme une plante submergée, entière, avec des feuilles intactes. Dans l'expérience, la température de l'eau sous la glace variait de 1 à 4°C. La température de l'air est demeurée sous le point de congélation continuellement du 28 décembre au 2 février et sous les 10°C jusqu'au 22 février. Toujours selon Stuckey *et al.* (1978), la capacité de rester dans un état végétatif durant l'hiver pourrait conférer à cette espèce un avantage.

Au niveau de la phénologie, on a observé un début de croissance du collet du myriophylle en janvier dans le Tennessee. En avril, la plante était déjà bien établie. Mais typiquement, le myriophylle en épi commence à croître au printemps quand les températures augmentent rapidement. Il possède des tiges de 0,5 à 7 mètres de long. La croissance en hauteur est souvent limitée par la profondeur de l'eau, et la longueur des tiges excède rarement la profondeur de l'eau par plus de 50 cm. On observe une ramification importante des tiges près de la surface de l'eau, dans les eaux de 1 à 3 m de profondeur. En effet, lorsqu'elles atteignent la surface, les tiges forment une canopée par le développement de ramifications provenant de bourgeons situés en surface. Les feuilles et les tiges situées sous la canopée ont tendance à tomber. Ce processus semble permettre à la plante d'atteindre la forme de croissance optimale en ce qui a trait à la lumière disponible (Grace et Wetzel, 1978). D'autre part, Young (1973) a déclaré que la croissance végétative et le temps de floraison sont directement reliés à la température de l'eau. Cependant, cette affirmation n'a pas été justifiée à l'aide de preuves à différents endroits (Bates, cité par Aiken *et al.*, 1979). La

¹⁸ Transition entre la tige et la racine, parfois reconnaissable, chez les arbres et les semis, à la présence d'un léger renflement (GDT, 2001).

floraison peut se produire de juin à septembre. Au Canada, celle-ci a lieu surtout entre la fin juillet et le début d'août. La chute de parties de la plante est chose commune après la floraison, les épis portant les fruits matures étant souvent libérés de la même façon. Les graines présentent une dormance prolongée et les semis sont très rarement retrouvés en nature.

Chez le myriophylle en épi, la reproduction asexuée est beaucoup plus importante que la reproduction sexuée pour coloniser de nouveaux sites. De petits bourgeons axillaires se détachent du collet à la fin de l'hiver et peuvent s'établir et donner de nouvelles plantes tôt dans la saison végétative. Durant l'été, les tiges libèrent de nombreux fragments de 10 à 20 cm de longueur. Ceux-ci flottent, développent des racines et de nouvelles tiges plus compactes, avec de nouvelles feuilles. Ensuite, ces fragments reconstitués coulent et les nouvelles plantes s'établissent. Les fragments qui se détachent naturellement et ceux qui résultent d'un bris de plantes par l'action des vagues ou d'activités anthropiques telles les excursions en bateau sont habituellement viables et ont été responsables de la propagation très rapide qu'a connue cette mauvaise herbe en Amérique du Nord.

Au niveau de la reproduction sexuée, chaque épi peut produire de 3 à 10 verticilles de fleurs pistillées conduisant à la formation probable de 12 à 40 graines (4 graines par verticille) lorsque les conditions sont favorables. Parfois, le verticille de fleurs pistillées le plus inférieur se retrouve sous la surface de l'eau ou bien il est tellement lavé par l'action des vagues qu'il n'est pas pollinisé et ne parvient pas à produire de graines. Habituellement, les premières fleurs pistillées de l'été donnent relativement peu de graines. Après la floraison, les épis se couchent parallèlement à la surface de l'eau et les fruits mûrissent. Les fruits flottent pour quelques heures ou bien pour une journée, le temps de permettre une certaine dispersion dans les eaux en mouvement.

Les graines du myriophylle en épi, tout comme celles de la très grande majorité des angiospermes aquatiques, montrent une dormance prolongée et leur germination a tendance à être extrêmement irrégulière (Sculthorpe, 1967). Ses fruits sont indéhiscent et possèdent un endocarpe sclérifié¹⁹. Le micropyle²⁰ de la graine est très bien scellé d'un bouchon formé par le tégument. La germination n'aura lieu que si ce bouchon est enlevé ou si l'endocarpe se rompt ou qu'il ait pourri. Des graines ayant séché pour des temps allant jusqu'à 7 ans ont été placées dans des boîtes de Petri avec de l'eau distillée et 30 % ou plus d'entre elles ont germé (Davis *et al.*, 1973). Des graines ramassées dans les réservoirs de la Tennessee Valley Authority ont germé facilement en laboratoire aussitôt qu'elles ont été cueillies (Stanley, communication personnelle, cité par Aiken *et al.*, 1979). Guppy (1893, 1897, cité par Sculthorpe, 1967) mentionne que les fruits conservent leur viabilité après avoir été congelés dans la glace ou la boue pour au moins quelques semaines. On n'a pas retrouvé de semis dans les lacs, même dans l'État du Tennessee où le nombre de graines à l'hectare est évalué à 4 millions (Stanley, comm. pers., cité par Aiken *et al.*, 1979).

Les massifs de myriophylles comportent des aspects positifs. Ils constituent un endroit pour le frai et sont l'habitat de crustacés d'eau douce. Ils fournissent des surfaces d'eau calme où les oiseaux aquatiques peuvent venir se reposer. En compétitionnant avec les algues pour l'obtention des nutriments contenus dans l'eau, les plantes aquatiques peuvent grandement améliorer la clarté de l'eau en prévenant la prolifération d'algues (« bloom ») (Davis *et al.*, 1973). La récolte du myriophylle pour l'utiliser comme fertilisant (Anderson *et al.*, 1965), comme nourriture pour les animaux (Muztar *et al.*, 1976 ; Muztar, 1976) et comme amendement pour le sol (Wile *et al.*, 1978) n'a eu que peu de succès.

En ce qui concerne les inconvénients, le myriophylle est une plante qui, par sa vigueur et son port, donne de l'ombre qui limite la croissance des autres espèces. Les plantes

¹⁹ Sclérifié : (adj.) durci parce que renfermant du tissu fibreux (Marie-Victorin, 1964).

²⁰ Micropyle : (n. m.) sommet de l'ovule ou de la graine (Marie-Victorin, 1964).

regroupées forment des massifs très denses. L'enchevêtrement des tiges près de la surface de l'eau est tel qu'il peut supporter le poids des grenouilles et des échassiers. De plus, une des caractéristiques de croissance singulière du myriophylle à épi comparée aux autres plantes indigènes est qu'il peut coloniser des eaux de 1 à 10 mètres de profondeur et qu'il atteint souvent la surface de l'eau dans les eaux allant de 3,5 à 5 mètres de profondeur. Cette croissance massive limite les activités aquatiques récréatives, crée des conditions propices à l'établissement d'insectes suceurs de sang, et obstrue les systèmes d'approvisionnement en eau potable des villes et de l'industrie. Des bouquets de myriophylle peuvent aussi changer le profil des températures dans un lac par une valeur pouvant aller jusqu'à 10°C par mètre dans les eaux peu profondes (Dale et Gillespie, 1977). D'autre part, le myriophylle en épi aurait peu d'importance comme source de nourriture pour les oiseaux aquatiques (Elser, 1969), et, de par sa forte compétition, réduirait le nombre d'espèces bénéfiques à l'alimentation des canards. En effet, le myriophylle s'installe dans les communautés de plantes aquatiques puis il les envahit. En 2 à 3 ans, il remplace par voie de compétition la majorité des autres plantes et forme des herbiers occupant parfois une superficie supérieure à celle qu'il y avait avant. Le myriophylle en épi est une espèce beaucoup plus agressive que les myriophylles indigènes.

2.3.8. *Potamogeton pectinatus* L.

Le potamot pectiné et « sago pondweed » en anglais (Mulligan, 1992) font partie des noms communs les plus usités pour désigner cette espèce. Le potamot fait partie des *Najadaceae* et le genre *Potamogeton* comporte des plantes vivaces réunissant la plupart des adaptations à la vie aquatique (Marie-Victorin, 1964). *Potamogeton pectinatus* est cosmopolite dans sa distribution (Hultén, 1962, cité par Van Wijk, 1988 ; Sculthorpe, 1967) et vit dans des environnements très différents.

Côté habitat, le potamot pectiné demande une intensité lumineuse relativement importante (Wilson, 1941, cité par Hough *et al.*, 1989). Il vit dans les eaux tranquilles ou courantes et est général sur le Saint-Laurent (Marie-Victorin, 1964). Selon Van Wijk (1988), les sédiments sur lesquels on retrouve le potamot pectiné ont de faibles potentiels

d'oxydoréduction, ce qui signifie qu'il est enraciné dans des sédiments anaérobies. Le contenu organique des sédiments peut varier d'une façon considérable. Van Wijk (1988) a trouvé pour des plantes vivant dans le ruisseau « Geul » des Pays-Bas que la couche supérieure du substrat était faite d'un mélange de sable et de pierres ; sous cette couche superficielle les plantes étaient enracinées dans un loam sableux. La vitesse moyenne du courant à cet endroit atteignait $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Dans le ruisseau de Slijbeek (Pays-Bas), les sédiments étaient argileux et la vitesse moyenne durant l'étude était de $0,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Pour les populations retrouvées à ces deux endroits, la distribution des plantes était très inégale (« patchy distribution ») et les tubercules ont été les seules propagules ayant pu survivre à la période hivernale. Cette distribution inégale est probablement due au fait que seulement quelques endroits pouvaient être colonisés avec succès. En effet, le danger d'érosion et d'être emporté par les eaux courantes fait de la phase d'établissement une étape critique. L'espèce ne peut bien se développer qu'aux endroits où le substrat est protégé (pierres et autres substrats solides) ou bien là où la vitesse du courant est réduite localement (Van Wijk, 1988).

On retrouve cette espèce dans plusieurs types d'habitat différents. Par exemple, dans les eaux douces alcalines et dans les eaux saumâtres, dans les eaux tranquilles et courantes et dans les eaux à statut trophique varié (Van Wijk, 1988). Avec sa grande amplitude écologique, l'espèce doit être adaptée pour bien pousser et survivre dans des conditions environnementales diverses. Sculthorpe (1967) mentionne que lorsque des solides en suspension provenant d'égout ou de d'autres sources polluantes se déposent et se consolident sur un lit constitué à l'origine de sable ou de gravier, les communautés à feuilles disséquées tels les *Myriophyllum* sont remplacées par une flore constituée d'espèces aimant les substrats silteux, dont *Potamogeton pectinatus* fait partie. Cette espèce peut même atteindre les zones les plus polluées. Contrairement au feuillage de la majorité des hydrophytes, ses feuilles linéaires lui permettent d'éviter les dépôts de particules même dans un très faible courant et ne sont pas colonisées par les bactéries filamenteuses ou les champignons retrouvés dans les eaux d'égout (*ibid*).

Westlake (sous presse lorsque cité par Sculthorpe, 1967) a étudié les effets des courants de faibles vitesses sur la photosynthèse de parties apicales de *Potamogeton pectinatus*. Le taux de photosynthèse s'est vu augmenter rapidement lorsque, partant de conditions statiques, la vitesse linéaire moyenne du courant a atteint $0,5 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Les observations de Westlake sont en accord avec l'hypothèse voulant que la photosynthèse soit avant tout limitée par le taux de transfert de la source de carbone à la surface des feuilles et qu'une augmentation de la vitesse du courant accélère ce transfert en réduisant l'épaisseur de la couche d'eau presque stagnante près de chaque feuille (sous-couche laminaire). C'est à travers cette couche que les métabolites se déplacent à un taux guère plus élevé que celui de la diffusion moléculaire.

Dans une étude sur l'écologie du genre *Potamogeton*, Pip (1987) a trouvé que l'habitat de *P. pectinatus* se caractérise par une eau dont la teneur moyenne en substances inorganiques est élevée (habitat plus salin ou alcalin que les autres espèces de potamots, concentrations en solides totaux dissous, sulfate, nitrite et nitrate et en phosphore significativement plus élevées que le reste des sites). De plus, ce potamot se trouve aussi bien dans des masses d'eau lenticules que lotiques et apparaît sur tous les types de substrats bien qu'il soit plus fréquent sur le sable et l'argile. Dans les communautés où on le trouve, la richesse spécifique est faible. Néanmoins, cette espèce a été rencontrée si fréquemment dans la surface à l'étude que sa présence est probablement reliée à sa grande tolérance aux variations des paramètres chimiques de l'eau (*ibid*).

Cette espèce est l'un des premiers potamots à paraître au printemps (Marie-Victorin, 1964). Par la ramification des rhizomes et la formation de nouvelles pousses sur ces ramifications, *Potamogeton pectinatus* constitue rapidement de grandes colonies. Bien que sa croissance soit stimulée par l'eau de mer fortement diluée sur les grèves estuariennes du Saint-Laurent, son abondance dans les eaux montréalaises s'explique par son aptitude à vivre dans les eaux polluées par les égouts des villes (*ibid*). D'après Frank et Hodgson (1964, cité par Sculthorpe, 1967), cette espèce a la capacité d'absorber des substances tant au niveau des feuilles que des racines.

Van Wijk (1988) mentionne que les caractères morphologiques de cette espèce phénoplastique varient énormément selon les conditions environnementales et que la taxonomie demeure incertaine et compliquée. En effet, plusieurs variétés ont été décrites mais Luther (1951, cité par Van Wijk, 1988) affirme que les différentes formes sont le résultat de la modification de l'habitat seulement. Cependant, quelques caractéristiques générales se dégagent de l'ensemble des formes retrouvées. Par exemple, la plante possède normalement un système racinaire robuste. Les rhizomes ont un nœud dénudé alternant avec un nœud duquel une pousse ainsi qu'un ensemble de racines se développent simultanément. Le diamètre des rhizomes peut varier de beaucoup dans les conditions naturelles (1 à 5 mm). Les pousses varient aussi considérablement en longueur (jusqu'à 2 m) et produisent habituellement plusieurs branches latérales. Parfois, surtout à la fin de la saison végétative, les ramifications sont concentrées dans la partie supérieure des pousses et ont l'aspect de « brosses » densément feuillées à la surface de l'eau. Les feuilles, (longueur 50 à 180 mm, largeur 0,25 à 2,5 mm) ont une gaine remarquable (8 à 30 mm) et une ligule²¹ qui elle aussi est très variable en longueur (4 à 12 mm). La longueur des pousses et les ramifications semblent être caractéristiques de certaines populations mais peuvent aussi être influencées par les conditions environnementales telles la lumière (Van Wijk *et al.*, 1988, cité par Van Wijk, 1988) et la vitesse du courant (Van Wijk, 1986, cité par Van Wijk, 1988).

Le potamot pectiné possède des boutures tubéreuses d'un type spécial formées par la base des tiges dressées, et qui naissent soit dans le sol sur les parties rampantes, soit dans l'eau sur des sympodes provenant de la ramification des branches feuillées (Marie-Victorin, 1964). Au commencement de l'hiver la plante meurt, les parties végétatives pourrissent et isolent les boutures tubéreuses pourvues de leur bourgeon pérennant. Placés dans des conditions convenables, ces tubercules peuvent germer de très bonne heure (*ibid*). Mis à

²¹ Ligule : (n. f.) petite membrane située au sommet de la gaine des Graminées et de quelques autres plantes, et embrassant la tige (Marie-Victorin, 1964).

part les tubercules, des parties de plante possédant des bourgeons axillaires peuvent aussi survivre à l'hiver et contribuer de façon non négligeable à l'établissement de nouvelles pousses à de nouveaux endroits.

Selon Van Wijk (1988), la reproduction est généralement végétative, les tubercules jouant un rôle très important dans la survie des populations de potamots pectinés. Cet auteur soutient qu'on peut identifier deux cycles de vie, soit annuel soit vivace, lesquels sont induits par différentes conditions environnementales. Dans le cas des grands plans d'eau exposés, les conditions de faible température combinées à une forte action des vagues, à un courant important et au broutage sont défavorables à la survie des plantes l'hiver. Les parties au-dessous et au-dessus de la surface du substrat meurent complètement en automne, sauf les propagules²² (surtout les tubercules et, d'une façon négligeable, les akènes qui donnent très rarement des semis). Dans ce cas, le cycle de vie est annuel. D'autre part, dans les habitats relativement petits et abrités, où l'eau est tranquille, les plantes sont en mesure de survivre d'une façon intacte (pousses, racines, rhizomes, akènes et tubercules) bien que la production soit moindre que celle de l'été. On dit alors de la plante qu'elle est vivace. Cependant, Van Wijk (1988) fait une remarque sage en disant que l'emploi des termes « annuel » et « vivace » pour désigner le type de cycle vital du potamot pectiné a besoin de plus d'explications puisque le mot « annuel » est habituellement réservé à la reproduction sexuée seulement ; et cette espèce produit généralement des propagules à la fois de nature sexuelle et végétative.

Au niveau de la reproduction sexuée, le potamot pectiné fleurit et fructifie assez abondamment, au moins dans l'eau tranquille. Mais les graines, contrairement aux tubercules, ne germent pas aussi facilement ; elles ont besoin d'un temps de repos beaucoup plus long (Marie-Victorin, 1964). Van Wijk (1988) a étudié plusieurs populations de

²² Notons qu'il existe une différence de sens à l'emploi du mot « propagule » en français et en anglais. En français, il désigne une structure (bourgeon, feuille, rameau réduit, corps globuleux composé de quelques cellules) servant à la reproduction végétative

potamots pectinés et chacune d'elles a fleuri et donné des akènes sauf celles poussant dans les eaux courantes. Et bien que la production d'akènes ait été parfois considérable, les semis ont été observés que très rarement, toutes les populations se reproduisant principalement de façon végétative. Pour ce, le but premier des akènes semble relié à la dispersion et à la survie de l'espèce à long terme.

Pour ce qui est de son rôle positif, on a démontré que plusieurs espèces d'oiseaux aquatiques dépendent en grande partie du potamot pectiné comme source de nourriture (Martin et Uhler, 1939, cité par Van Wijk, 1988). De surcroît, le potamot pectiné est considéré comme l'une des sources de nourriture les plus importantes pour ces oiseaux sur le continent nord-américain (Metcalf, 1931 ; Martin et Uhler, 1939, tous deux cités de Van Wijk, 1988). Par contre, pour l'homme, le potamot pectiné est considéré comme une mauvaise herbe aquatique qui infeste les canaux d'irrigation et de drainage et qui limite l'écoulement (Van Wijk, 1988). Cependant, en freinant l'écoulement, il contribue, comme toutes les plantes aquatiques, à une hausse du niveau d'eau, ce qui peut s'avérer positif pour la navigation commerciale en favorisant le tonnage des navires cargos (Michel Leclerc, comm. pers.).

2.3.9. *Potamogeton richardsonii* (A. Bennett) Rydb.

Le potamot de Richardson et « Richardson pondweed » en anglais (Mulligan, 1992) sont parmi les noms communs les plus usités pour dénommer cette espèce. Comme l'espèce décrite précédemment, il fait partie de la famille des *Najadaceae* et son genre (*Potamogeton*) comporte des plantes vivaces réunissant la plupart des adaptations à la vie aquatique (Marie-Victorin, 1964). Selon Ogden (1943), *P. richardsonii* est étroitement apparenté à *P. perfoliatus* et est considéré par plusieurs comme étant simplement une variété ou un état de cette espèce. Souvent, à la seule vue des caractères végétatifs, les

seulement. En anglais, la propagule a un sens plus large et désigne toute structure qui a pour fonction la propagation et la dispersion, une spore ou une graine en faisant aussi partie.

deux espèces sont difficiles à distinguer. Cependant, avec des spécimens en fruits, cette distinction ne fait absolument aucun doute²³. Marie-Victorin (1964) considère néanmoins le potamot de Richardson comme l'un des vicariants²⁴ américains du groupe du *P. perfoliatus*.

Fassett (1969) mentionne une distribution géographique allant du Québec au Mackenzie et en Colombie-Britannique, au sud en Nouvelle-Angleterre, dans l'État de New York, en Indiana et peut-être au Nebraska. Ogden (1943) rappelle que l'espèce est confinée à l'Amérique du Nord ; l'Alaska et les îles Aléoutiennes sont aussi inclus dans l'aire de répartition de l'espèce.

Selon Marie-Victorin (1964), le potamot de Richardson vit dans les eaux tranquilles ou courantes et, au Québec, est général mais abondant surtout au nord. Il forme de vastes prairies aquatiques mais possède une courte saison végétative. À la fin de l'automne, les tiges dressées et rampantes de cette espèce meurent et pourrissent, même avant l'arrivée des gelées, qu'elles aient fleuri ou non. Les entre-nœuds antérieurs du rhizome, d'un blanc jaunâtre, portent des pousses dressées, courtes, blanches, courbées, constituant une bouture persistant tout l'hiver. Si, à la fin de la saison, on remue le sol, on trouve que les boutures seules persistent, raides, cassantes ; dès qu'elles sont détachées du sol, elles viennent flotter à la surface de l'eau. Ogden (1943) dit que l'espèce vit dans les eaux profondes des lacs et des rivières. Selon Pip (1987), *P. richardsonii* se retrouve significativement plus souvent dans un habitat lacustre (habitat lentique) que lotique et préfère les substrats sableux. Néanmoins, cette espèce a été rencontrée si fréquemment dans la surface à l'étude que sa présence est probablement reliée à sa grande tolérance aux variations des paramètres

²³ Dans le tronçon étudié, comme nous n'avions pas nécessairement accès aux fructifications des potamots (spécimens n'ayant pas fructifié ou fructification terminée), il est impossible de certifier qu'il s'agit de l'une ou l'autre des espèces. De toute évidence, même si l'accès avait été possible, il aurait été fort difficile, compte tenu des contraintes de temps et de ressources, de prélever et d'identifier formellement (à l'aide d'une clé de classification, d'une loupe binoculaire, etc.) les espèces à chaque observation. D'ailleurs, cette affirmation compte pour la méthodologie appliquée à l'ensemble des espèces rencontrées dans cette étude.

²⁴ Vicariant : (n. m.) s'applique à une espèce parallèle à une autre espèce géographiquement disjointe (Marie-Victorin, 1964).

chimiques de l'eau (pH, solides totaux dissous, alcalinité totale, chlorure, sulfate, phosphore, nitrite et nitrate combinés et matière organique dissoute) (*ibid.*).

Selon Edsall *et al.* (1988), *Potamogeton richardsonii* fait partie des espèces les plus importantes utilisées par les poissons et la faune sauvage, tout comme *Vallisneria americana*, *Elodea canadensis* et *P. crispus*. Généralement, *P. richardsonii* n'est pas considéré comme une plante très ramifiée. Cependant, l'enlèvement du méristème apical par la coupe (bateau à moteur) ou par le broutage (escargot, rat musqué, etc.) augmente le nombre de ramifications et d'inflorescences (Sheldon, 1986). Selon Van der Valk et Davis (1976, 1978, cité par Sheldon, 1986), les graines produites demeurent viables dans les sédiments lacustres.

2.3.10. *Vallisneria americana* Michx.²⁵

La vallisnérie d'Amérique et « American wild celery » (Catling *et al.*, 1994) ou encore « tape-grass » (Alex *et al.*, 1980 ; Mulligan, 1992), en anglais, forment les noms communs les plus usités pour dénommer cette espèce. La vallisnérie fait partie des *Hydrocharitaceae*, une famille qui est caractérisée par des plantes vivaces aquatiques dont le genre *Elodea* fait aussi partie. Il s'agit d'une plante aquatique submergée indigène à l'est de l'Amérique du Nord. Elle est vivace et dioïque (Catling *et al.*, 1994).

Largement répandue dans l'est de l'Amérique du Nord, la limite septentrionale de son aire d'adaptation est le sud-est du Canada (Duarte et Kalff, 1990 ; Lalonde et Downing, 1992 ; Dale, 1986). Elle a été introduite en Colombie-Britannique ainsi que dans le nord-ouest des États-Unis (Hitchcock et Cronquist, 1973). On a récemment signalé sa présence dans le sud-ouest des États-Unis (Lowden, 1982), au Mexique (Gomez-Monterrubio et Arrequin-Sanchez, 1985), dans les Antilles (Stodola, 1967), dans le nord de l'Amérique centrale (Korschgen et Green, 1988), dans le sud-est asiatique et même en Australie (Lowden,

²⁵ La présente monographie sur *Vallisneria americana* est tirée en grande partie de Catling *et al.* (1994).

1982). La répartition de la vallisnérie indique que cette plante se développe dans les climats tempérés à subtropicaux. Chez nous, la vallisnérie d'Amérique vit dans le sud du Québec et dans le bassin de l'Ottawa jusqu'au nord du Témiscamingue ; elle est abondante dans la section alluviale des eaux du Saint-Laurent (Marie-Victorin, 1964).

Au niveau de l'habitat, la vallisnérie s'accommode d'un large éventail de types de fond (Korschgen et Green, 1988 ; Catling *et al.*, 1994), dont ceux qui sont faibles en nutriments et où les autres espèces sont apparemment incapables de pousser. Par exemple, on rapporte que la vallisnérie croît sur des substrats sablonneux ou boueux/vaseux le long des littoraux ou dans les eaux calmes comme les étangs, les canaux et les baies peu profondes (Schuette et Alder, 1927). On la retrouve aussi la plupart du temps dans les eaux libres des lacs de 10 ha ou plus sur des substrats à prédominance sable/gravier (Pip, 1979). Martin et Uhler (1939) et Hunt (1963) ont observé une croissance optimale sur des fonds possédant de grandes quantités de sable ou de silt grossier. Des populations de forte densité ont aussi été observées dans des sédiments d'argile (Lovett Doust et Laporte, 1991). On a aussi observé que la vallisnérie a une préférence pour les fonds fermes mais fertiles (McAtee, 1939) bien qu'on la trouve dans la boue/vase (Fassett, 1969) ou le sable.

La vallisnérie d'Amérique vit dans les eaux calcaires, douces ou légèrement saumâtres et de pH supérieur à 6 (Catling *et al.*, 1994). On la retrouve à des profondeurs allant de 0,3 à 7 mètres (Martin et Uhler, 1939 ; Davis et Brinson, 1980), là où la lumière pénètre suffisamment. La température optimale pour que la plante effectue la photosynthèse serait de 32,6°C (Titus et Adams, 1979). Cependant, un intervalle allant de 30 à 36°C suffirait à la croissance optimale de cette plante (Wilkinson, 1963). Au-dessous de 19°C, la croissance serait très limitée tandis qu'une température de plus de 50°C causerait une détérioration importante de la plante (*ibid*). Marie-Victorin (1964) affirme pour sa part que, malgré sa texture délicate, la vallisnérie s'accommode de températures très diverses et prospère dans les rivières qui gèlent jusqu'au fond, aussi bien que dans les serres chaudes où l'eau est à 20°C. On la retrouve plus souvent dans des eaux mésotrophes ou eutrophes mais plus rarement dans les eaux oligotrophes (Catling *et al.*, 1994). Elle croît souvent là où elle est soumise à de forts courants ou à l'action des vagues. Mais elle pousse aussi dans

les endroits calmes. En fait, un faible courant lui va mieux qu'une eau stagnante ou qu'un fort courant. Les feuilles rubanées et flasques de cette plante offrent peu de prise à l'action mécanique des flots et des courants (Marie-Victorin, 1964).

La vallisnérie offre une forte compétition²⁶ aux autres plantes aquatiques submergées, spécialement en conditions de faible luminosité (McCreary, 1991). Par exemple, la vallisnérie est mieux adaptée physiologiquement à une faible luminosité que le myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum* L.) (Titus et Adams, 1979). Ce dernier accumule la plus grande partie de sa biomasse près de la surface de l'eau tandis que la vallisnérie la tient près du fond. La vallisnérie est très bien adaptée aux conditions d'ombre. Elle fixe efficacement le carbone à faible luminosité et s'adapte très rapidement à une augmentation de luminosité (Titus et Adams, 1979).

Au niveau de la phénologie, dans le sud de l'Ontario, Catling *et al.* (1994) ont constaté que la vallisnérie débute sa croissance en mai. La floraison débute en juillet et des fleurs sont présentes jusqu'à la mi-septembre. La biomasse maximale est atteinte à la mi-août. Les fruits se développent jusqu'en octobre environ. Il y a formation de turions dès la mi-septembre et ceux-ci sont matures et prêts à hiverner au moment où la sénescence survient, soit à la fin d'octobre.

La multiplication végétative est très importante pour cette espèce. Chaque rosette parentale peut produire une bonne vingtaine de nouvelles pousses, ou même davantage, dans une même saison végétative (Catling *et al.*, 1994). Ces nouvelles pousses se forment à partir de boutons situés à l'extrémité de stolons, dont quelques-uns hiverneront sous forme de turions²⁷. En effet, les turions sont issus des bourgeons situés à l'extrémité des stolons qui se sont formés à la fin de la saison végétative. Ils contribuent à la pérennité de l'espèce

²⁶ À titre indicatif et selon les conditions du milieu, on peut retrouver des colonies de vallisnéries dont la densité va de 100 à 1000 plantes/m² pour des profondeurs de 1 à 5 mètres (Sheldon et Boylen, 1977), de 82 à 170 pousses/m² à 1,8 m de profondeur et moins (Lovett Doust et Laporte, 1991) et de 16 à 400 plantes/m² jusqu'à 7 m de profondeur (Sheldon et Boylen, 1977).

²⁷ Turion : (n. m.) jeune pousse naissant annuellement de la souche d'une plante vivace (Marie-Victorin, 1964).

puisque'ils hivernent dans les sédiments durant la saison froide et reprennent leur croissance au printemps suivant ou à l'été pour devenir de nouvelles rosettes (McAtee, 1939 ; Bellrose Jr., 1941 ; Wilder, 1974 ; Donnermeyer et Smart, 1985). Il arrive souvent que ces « bourgeons hivernant » se détachent et se mettent à flotter à la fin de l'automne ou au printemps (Catling *et al.*, 1994). On ignore s'il s'agit là d'un processus normal de dispersion ou s'il est le fait d'une simple perturbation des sédiments. Ces pousses peuvent voyager à de grandes distances par l'action des courants et des vagues. Les bateaux et l'avifaune aquatique peuvent aussi contribuer à la dispersion des pousses mais sur de plus faibles distances.

Lorsque vient le temps de la reproduction sexuée, la pollinisation se fait à la surface de l'eau. Les fleurs staminées (mâles) flottent librement et fécondent les fleurs pistillées qui elles, demeurent attachées à leur pédoncule. Une fois la pollinisation et/ou la fécondation terminée(s), le pédoncule de la fleur pistillée s'enroule en spirale et entraîne le fruit sous l'eau où s'effectue la maturation. La grande majorité des ovules parviennent à se développer en graines (Wylie, 1917), lesquelles sont viables dans des proportions allant de 93 à 98 %. Le fruit mesure 3 à 12 cm de longueur sur 3 à 5 mm de largeur. Il contient environ de 160 à 300 graines (Lovett Doust et Laporte, 1991) retenues dans une substance mucilagineuse. Les graines sont cylindriques ou ellipsoïdes, striées, et de 1,8 à 2,6 mm de longueur sur 0,6 à 1,0 mm de largeur (Catling *et al.*, 1994). On a retrouvé des graines dans l'estomac de canards (Ridley, 1930) ce qui laisse croire que les oiseaux aquatiques peuvent disperser les graines suite à leur ingestion. Cependant, il est plus probable que la dispersion soit attribuable au fait de l'adhésion des graines enrobées de mucilage sur l'animal. Les courants et le mouvement des sédiments pourraient aussi avoir une influence importante sur le transport des fruits et des graines (Catling *et al.*, 1994). Aucune source ne fait état de l'établissement de populations de vallisnères à partir de graines (Titus et Hoover, 1991) bien que des études sur les facteurs influençant leur germination, comme celle de Muenscher (1936), aient été conduites.

La vallisnère constitue une importante source alimentaire pour la faune ailée aquatique et pour diverses autres espèces animales. Elle joue un rôle important au niveau de

l'écosystème aquatique : elle sert d'abri et de source de nourriture pour les insectes et autres invertébrés ainsi que de zone de frai pour les poissons. Elle peut également être utilisée comme engrais ou comme nourriture pour le bétail. Elle offrirait des possibilités pour la surveillance et le contrôle biologique (« biomonitoring »). Aux endroits où elle est bien installée, sa présence augmente significativement le taux de sédimentation ce qui a pour effet d'augmenter la disponibilité des nutriments et la clarté de l'eau (Petticrew et Kalff, 1992). Aussi, une eau plus claire permettra à la vallisnérie de s'établir en eau plus profonde et ainsi augmenter la productivité primaire du plan d'eau.

Cependant, la vallisnérie est parfois considérée au Canada comme une mauvaise herbe. Dans le sud de l'Ontario et du Québec, l'abondance du feuillage de cette espèce et surtout les plantes flottantes détachées du fond de l'eau entravent la navigation et restreignent l'usage récréatif de l'eau (Catling *et al.*, 1994). De plus, la vallisnérie est impliquée dans l'accumulation, le mouvement (de l'eau et des sédiments) et la redistribution des métaux lourds (Manny *et al.*, 1991) et des contaminants organiques tels les organochlorés (Biernacki *et al.*, 1994 ; Lovett Doust *et al.*, 1994a, b).

D'autre part, les eaux de surface contaminées par les herbicides ayant servi à traiter les terres agricoles pourraient affecter sensiblement la végétation submergée telles les grandes communautés de vallisnéries (Correll et Pierce, 1978 ; Correll *et al.*, 1978 ; Environmental Protection Agency, 1978 ; Stevenson et Confer, 1978 ; Stevenson *et al.*, 1979).

3. MÉTHODOLOGIE

La méthodologie utilisée dans ce travail se divise en deux parties. La première partie comprend la campagne de terrain. Elle consiste à récolter des données sur la végétation aquatique submergée dans la région à l'étude avec des techniques et des équipements spécialisés. La seconde partie comprend la préparation d'une carte des profondeurs ainsi que le traitement des données récoltées, en quatre étapes. La figure 3.1 présente l'organigramme de la méthodologie employée durant et après la campagne. Les détails de cette méthode seront exposés au fur et à mesure dans ce chapitre.

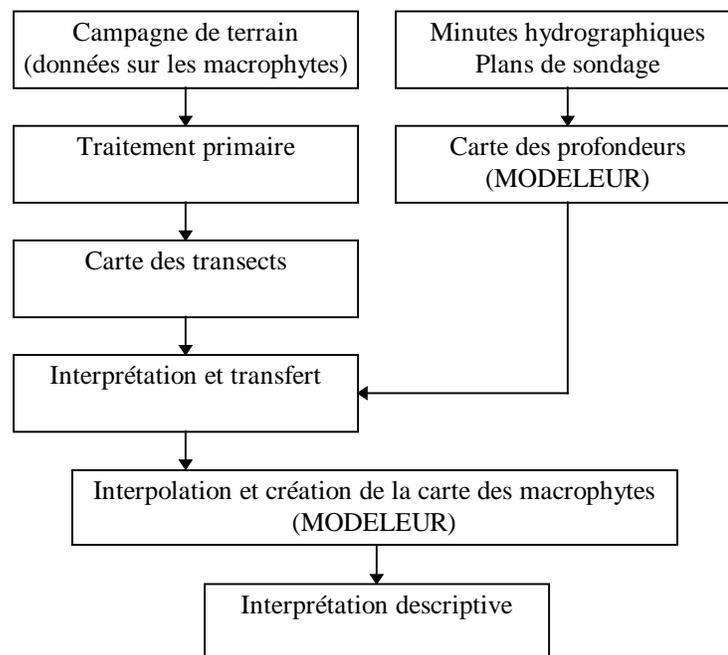


Figure 3.1 Organigramme de la méthodologie de production et du traitement des données

3.1. Campagne de Terrain

3.1.1. Description de la région étudiée

La région du fleuve Saint-Laurent étudiée se trouve dans la partie méridionale de la province de Québec. Elle s'étend du point 301 600 m, 5 043 700 m au point 348 000 m, 5 116 600 m, en MTM, fuseau 8, NAD 83. Du point de vue toponymique, ces deux coordonnées correspondent respectivement à la région du port de Montréal au niveau de l'extrémité nord de l'île Sainte-Hélène et à la rive nord du lac Saint-Pierre (LSP) située au sud de Louiseville (voir figure 3.2). En annexe, la planche 1 précise les autres toponymes auxquels nous faisons référence tout au long de ce travail. L'ensemble du tronçon fluvial fait environ 85 km de longueur et occupe une superficie de 230 km². Il est bordé par des rives dont la surface est surtout occupée par des zones agricoles et des friches ainsi que par des zones bâties comme dans la région de Montréal (Ministère des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, 1997). Il se décrit comme un long couloir fluvial parsemé de plus d'une centaine d'îles basses orientées dans le sens de l'écoulement du fleuve et dont les plus importantes sont les îles de Boucherville, les îles de Varennes et celles de l'embouchure de la rivière des Prairies, les îles de Verchères et les îles de Contrecoeur. À partir de là, le fleuve coule en une seule section jusqu'à Sorel où il se ramifie en une série de chenaux traversant les îles de l'archipel du Lac Saint-Pierre pour déboucher sur le lac du même nom. Le tronçon n'est pas soumis directement à la marée bien que les marées de morte eau et de vive eau résultant du cycle lunaire puissent avoir une influence sur le niveau selon une périodicité de 14 jours (Leclerc *et al.*, 1991). Cependant, la propagation de la marée semi-diurne dans la partie aval du fleuve peut se faire sentir jusqu'au LSP (Ministère des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, 1997). Cela se traduit par une fluctuation du niveau de l'eau mais sans inversion du courant.

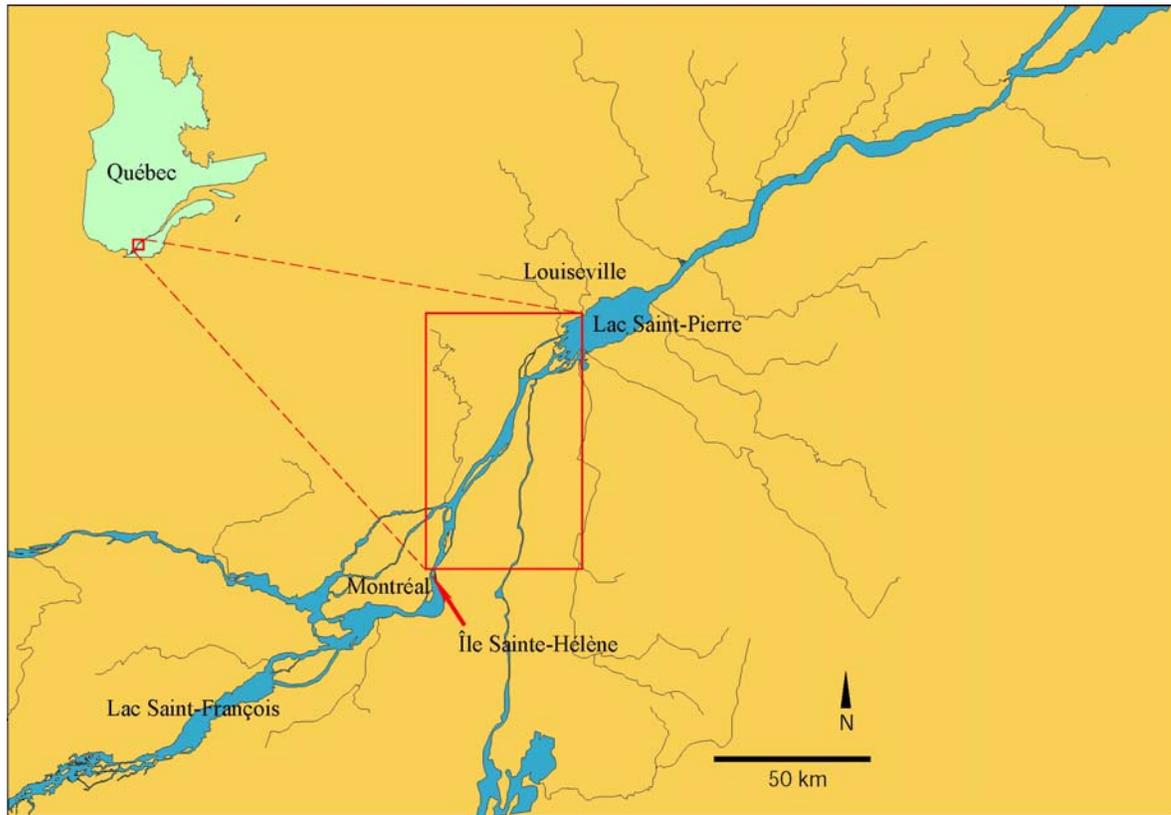


Figure 3.2 Situation géographique du tronçon étudié

La morphologie des fonds est très variable. Elle est représentée par des hauts-fonds, des amas informes dus aux déblais de dragage du chenal de navigation²⁸, des plaines sous-fluviales, des fonds uniformes ou irréguliers, des fonds artificiels à l'approche des berges aménagées (enrochement, muret de béton armé, etc.) et par un chenal dragué à plus de 10 mètres de profondeur. La vitesse du courant varie beaucoup elle aussi selon qu'on la mesure dans le chenal de navigation (autour de 1,2 m/s) ou sur les berges ou dans les anses abritées où elle est à peu près nulle. Le débit annuel moyen du fleuve est variable selon

²⁸ Dans le langage de la navigation, on fait la distinction entre le *chenal de navigation* et la *voie maritime*. Le chenal ne possède pas de véritable ouvrage de contrôle du niveau d'eau ; il s'agit seulement d'une route balisée, surcreusée par endroits pour offrir un tirant d'eau adéquat aux navires entre l'île aux Coudres, dans l'estuaire, et la première écluse de la *Voie maritime du Saint-Laurent*, à Saint-Lambert. Celle-ci permet aux bateaux de moins de 233 m d'atteindre les Grands Lacs à partir de Montréal en passant par une série d'écluses (Robitaille, 1998).

l'endroit où l'on se place sur le tronçon, les affluents apportant chacun leur contribution. Il est de 8775 m³/s à la hauteur de Varennes et s'élève à 10 180 m³/s à la hauteur de Tracy, au sud de l'île aux Foins (Robitaille, 1998). Les niveaux et les débits du tronçon étudié ne sont pas contrôlés par des ouvrages de génie comme c'est le cas en amont de Beauharnois. Les fluctuations du niveau varient donc naturellement en fonction du débit entrant et des composantes semi-lunaires de la marée.

Les eaux qui alimentent le fleuve proviennent surtout des Grands Lacs mais les eaux brunes du bouclier canadien apportées par la rivière des Outaouais surtout via les rivières des Prairies et des Mille Îles peuvent contribuer substantiellement au débit selon la période de l'année. D'autres tributaires de moindre importance sont à considérer. Ce sont les rivières L'Assomption et Richelieu.

3.1.2. Équipements et techniques utilisés

Pour sonder la végétation aquatique sur le fleuve, l'équipe²⁹ a utilisé un bateau de type « pêcheur³⁰ » de 6,4 mètres de long, en fibre de verre, mû par deux moteurs hors-bord de 50 chevaux chacun avec un tirant d'eau de 50 cm. Deux génératrices à essence, dont une de secours, assuraient l'approvisionnement en énergie électrique des appareils. À bord du bateau, trois personnes. D'abord le pilote. Il dirige l'embarcation le long des transects choisis en s'assurant de la sécurité³¹ des passagers et s'efforce de naviguer à une vitesse constante pour assurer un balayage uniforme du fond, l'échosondeur fonctionnant toujours au même régime. De même, il ralentit en zone occupée par la végétation, puis encore plus lors de la validation. Ensuite, un commis est chargé de prendre des notes et de veiller au bon fonctionnement de l'échosondeur et du système de positionnement. Enfin, le

²⁹ L'équipe désigne ici à la fois Environnement Canada et l'INRS-Eau qui ont tous deux apporté leur contribution à cette étude.

³⁰ Ou bateau de type « Boston Whaler », en langue anglaise.

³¹ La navigation en zone peu profonde comporte un risque d'échouement constant sur les berges, les battures ou les hauts-fonds. Aussi, certaines régions contiennent des masses denses de plantes émergentes ou submergées qui empêchent toute navigation et obstruent les hélices. Il est imprudent de s'y aventurer.

responsable de la campagne planifie les transects à sonder, identifie les espèces et évalue leur pourcentage et leur densité.

Un échosondeur analogique de modèle DE-719 fabriqué par Raytheon a servi à enregistrer les données. Ce genre d'appareil n'est utilisé que depuis les années 1980 pour recueillir de l'information sur la distribution de la végétation aquatique submergée et pour estimer sa biomasse dans les lacs peu profonds et les réservoirs (Fortin *et al.*, 1993). Son principe de fonctionnement est simple. L'appareil transmet une impulsion ultrasonique de courte durée (0,2 ms) à tous les dixièmes de seconde, à une fréquence nominale de 208 kHz et avec un faisceau³² de huit degrés d'angle. Le transducteur, composante de l'échosondeur transmettant l'impulsion ultrasonique et recevant l'écho, est fixé au rebord du bateau de façon à être le plus près possible de la surface de l'eau (< 30 cm) mais constamment submergé. L'écho est analysé par l'échosondeur. L'information sortante s'inscrit sur un papier déroulant calibré en pieds, nommé papier d'échosondage, sous forme de traits continus représentant la surface de l'eau et le relief du fond. Si le fond est recouvert de végétation, un signal variant en fonction de celle-ci s'ajoute à celui du fond. Il indique la hauteur et donne une vue d'ensemble de l'importance de la végétation dans l'espace le long du transect. Il faut cependant le valider en observant celle-ci directement.

L'étape de validation (ou calibrage) du signal comprend l'identification des espèces et l'évaluation de leur proportion relative (pourcentage) et de la densité de la couverture. Cette évaluation est bien sûre approximative. On valide lorsqu'on détecte un changement dans l'apparence du signal sur le papier d'échosondage à mesure que le bateau poursuit sa course. S'il n'y a pas de changement apparent, des vérifications ponctuelles sont tout de même faites. Dans les cas plus critiques, par exemple à l'approche d'une pente forte où les facteurs abiotiques affichent un fort gradient susceptible de faire varier rapidement la composition des espèces, la validation se fait en continu. À d'autres moments, de très

³² Le faisceau balaie les surfaces à sonder à mesure que le bateau se déplace puisque l'appareil y est fixé.

faibles signaux près du fond peuvent être interprétés comme un substrat non uniforme ou bien comme des plantes basses tapissant le fond. Pour contrer cette incertitude due à la résolution verticale de l'échosondeur, une vérification est faite.

La validation s'effectue de deux façons. En eau claire et peu profonde, elle se fait directement à l'œil nu ou à l'aide d'une visionneuse. La visionneuse est un instrument simple dont la forme rappelle celle d'une pyramide effilée et tronquée au sommet. Les faces latérales sont opaques et munies de deux poignées tandis que la base est faite d'une plaque de plexiglas. Du pont du bateau, on empoigne l'instrument puis on applique sa base sur la surface de l'eau en regardant par le sommet tronqué. La visionneuse facilite la vision à partir de la surface surtout quand la surface de l'eau est perturbée ou quand les reflets du soleil éblouissent l'observateur. Dans tous les autres cas (eau profonde ou trouble), la caméra couleur submersible est mise à l'eau, sa profondeur et son orientation étant contrôlées par deux cordes. La validation se fait sur un téléviseur couleur portable avec magnéscope intégré. Ce dernier a permis d'enregistrer différentes prises de vues tout au long de la campagne.

Le positionnement était assuré par un système dGPS d'une précision de (± 2 m) relié à un ordinateur portable. Le logiciel de levé hydrographique HYPACK était configuré de sorte qu'il enregistrât la position du bateau à toutes les deux secondes et émettait un signal sonore à tous les 50 mètres franchis. À ce signal, le commis traçait une marque de fixe sur le papier d'échosondage et y inscrivait le numéro du fixe affiché à l'écran. Cette façon de faire permet de coupler l'échosondeur analogique au système informatique en assurant au premier sa localisation dans l'espace. Enfin, le logiciel MapInfo, installé sur un second ordinateur, permettait au pilote de voir la position instantanée du bateau sur une carte et de suivre une trajectoire (transect) préalablement dessinée à l'écran.

Le choix des transects à caractériser s'est fait en consultant les cartes marines publiées par le Service hydrographique du Canada (SHC) et couvrant le secteur étudié. Sur celles-ci apparaissent les profondeurs réduites au zéro des cartes (ZC) de même que l'identification des battures, hauts-fonds et marais. La consigne à suivre était de permettre un écart de 800

à 1000 mètres entre les transects de façon à couvrir uniformément la région à l'étude, d'orienter les transects perpendiculairement à l'écoulement et de sonder les zones les plus susceptibles de contenir des macrophytes, soit justement les hauts-fonds, les anses abritées, les petits chenaux à l'intérieur des îles, etc.

L'identification des espèces a été faite à l'aide de Marie-Victorin (1964) et de Fassett (1969). Une confirmation a aussi été obtenue en comparant des spécimens récoltés avec ceux de l'Herbier Marie-Victorin du Jardin botanique de Montréal. Certains spécimens récoltés ont été pressés et conservés.

3.1.3. Système de notation et base de données

Un système de notation a été utilisé pour décrire les observations sur les macrophytes. Tout au long de la campagne de terrain, la mention des observations était relayée au commis. Celui-ci notait l'information sous forme d'abréviations directement sur le papier d'échosondage en dessous du signal enregistré par l'appareil. Ces abréviations traduisent la ou les espèces, le ou les pourcentages relatifs de couverture de chacune d'elles et la ou les densités³³ pour chaque observation. Le tableau suivant (3.1) présente les abréviations des 10 espèces de macrophytes rencontrées durant l'étude ainsi que les codes de densité de la couverture végétale. Un exemple de notation apparaît tel que l'a écrit le commis sur le papier d'échosondage. Il est à noter que la densité se définit comme le nombre d'individus par unité de surface et qu'elle est ici estimée.

Après la création de la carte des macrophytes, tous ces renseignements quantitatifs ainsi que les hauteurs de plantes mesurées sur les papiers d'échosondage ont été insérés dans une base de données qui servira à évaluer, dans les étapes ultérieures, les biomasses et les coefficients de frottement de Manning (voir section 3.3.).

³³ En règle générale, la densité représentait l'état de l'ensemble du regroupement de macrophytes observé. Cependant, dans de plus rares cas, des densités différentes étaient attribuées aux espèces d'un même regroupement de plantes.

Tableau 3.1 Abréviations des espèces et codes de densité pour la notation des observations sur le terrain

Espèce	Nom scientifique
Ag	<i>Alisma gramineum</i>
Cd	<i>Ceratophyllum demersum</i>
Ec	<i>Elodea canadensis</i>
Hd	<i>Heteranthera dubia</i>
Lt	<i>Lemna trisulca</i>
Ms	<i>Myriophyllum</i> spp.
Ni	<i>Nitella</i> sp.
Pp	<i>Potamogeton pectinatus</i>
Pr	<i>Potamogeton richardsonii</i>
Va	<i>Vallisneria americana</i>
Densité	Description
A+	Très forte densité caractérisée par une végétation qui forme une canopée
A	Forte densité
B	Moyenne densité
C	Faible densité
Rare	Rare ou très faible densité
P	Qualificatif indiquant une distribution locale fragmentée (« patchy »)
Exemple de notation d'une observation	
Va 50 Ec 40 Ag 10	Densité B

3.1.4. Réalisation de la campagne

La campagne s'est déroulée du 15 septembre au 10 octobre 1997 au moment où la végétation aquatique présentait une biomasse très élevée, la valeur maximale survenant typiquement lors de la première semaine de septembre (Morin, 2001). Cependant, un déclin dû à la sénescence des plantes s'amorçait au fur et à mesure que la campagne s'achevait et que la température diminuait. Durant ces quatre semaines, un total de 325 transects ont été effectués (voir planche 2 en annexe). Seule la végétation aquatique a été sondée. Des plantes émergentes tels les nénuphars, les sagittaires, les scirpes et les typhas

ont été rencontrées mais nous n'en avons pas tenu compte. De même, certaines espèces de macrophytes submergés, tels certains potamots, ont volontairement été écartées car elles apparaissaient très sporadiquement sur l'ensemble du tronçon. Leur très faible représentativité (< 1 %) comparée aux autres espèces présentes sur le tronçon ainsi que les contraintes de temps n'ont malheureusement pas permis que nous nous y attardions davantage.

3.2. Traitement des données

Au retour de la campagne, la plus grande partie du travail restait à faire : préparation d'une carte des profondeurs, classement et traitement des données, préparation d'un support pour les recevoir, interprétation et transfert, interpolation et création de la carte des macrophytes.

3.2.1. MODELEUR et création de la carte des profondeurs

Le MODELEUR est un logiciel de modélisation numérique du terrain et de simulation hydrodynamique en deux dimensions développé à l'INRS-Eau. Il s'apparente à un système d'information géographique (SIG) et utilise les éléments finis comme méthode de discrétisation et d'interpolation (Secretan et Leclerc, 1998). Le MODELEUR permet de mener à bien les différentes étapes d'intégration des données de terrain (topographie, substrat, macrophytes) pour concevoir un Modèle Numérique de Terrain et facilite l'utilisation et le contrôle de la simulation hydrodynamique (Roy *et al.*, 1999). Il permet aussi la projection de couches d'information sur différents types de maillage : triangulaire, carré ou curvi-linéaire. Pour les besoins de ce mémoire, ce puissant logiciel a été utilisé pour créer une carte des profondeurs à l'échelle 1 : 15 000. Plus tard, il a servi à saisir les sous-domaines qui composent la carte des macrophytes (voir section 3.2.5.) et s'est avéré

être un outil de choix pour exploiter les données (voir section 3.3.) et tirer des conclusions à leur sujet.

La carte des profondeurs³⁴ a servi lors du traitement des données de principale méthode d'interpolation des plantes entre les transects. Elle a été créée en plusieurs étapes, peu de temps après la campagne de terrain. D'abord il a fallu intégrer au MODELEUR les données des minutes hydrographiques du SHC et, pour la partie chenalisée, celles des plans de sondage de la Garde côtière canadienne. Ces données brutes géoréférencées, réparties sur l'ensemble du tronçon, sont des points de mesure de la profondeur. Celle-ci est exprimée en mètres et est réduite au zéro des cartes (ZC), un niveau de basses eaux utilisé pour la navigation. La seconde étape consistait à fixer la position de la ligne de berge, celle délimitant la terre ferme de la surface de l'eau, toujours par rapport au ZC, suite à une anomalie notée entre la valeur établie par le SHC et les observations faites sur le terrain auparavant. La position de la ligne de berge a été réévaluée à 1,30 m au-dessus du zéro (profondeur par rapport au ZC de la ligne de berge = -1,3 m)³⁵ à l'aide d'interpolations linéaires entre des points de repère topographiques et des bornes géodésiques. Cette valeur s'est révélée être très proche de la réalité suite à des observations ultérieures à la campagne.

Une fois ces données importées, une triangulation de Delaunay³⁶ a permis d'interpoler automatiquement les profondeurs entre les points de mesure et de créer une carte d'isosurfaces de profondeur dans le MODELEUR. Certaines aberrations causées par l'interpolation automatique ont été corrigées en ajoutant artificiellement des points de mesure dans les zones où les données manquaient. Bien que possédant une certaine erreur, ces points rajoutés s'approchent plus de la réalité, par exemple, qu'un petit chenal qui apparaîtrait bloqué en son centre et qui résulte d'une interpolation d'une berge à l'autre à cause

³⁴ Les auteurs de cette carte sont : Patrice Fortin, Paul Boudreau, Steve Côté, Jean Morin, Jean-François Cantin, Yves Secretan et Michel Leclerc. © 1998.

³⁵ Voir « profondeur » et « zéro des cartes » dans le lexique.

³⁶ La triangulation de Delaunay est une fonctionnalité comprise dans le module MODELEUR.

d'un manque de données au milieu du chenal. Ensuite, a été imprimée et plastifiée la carte des profondeurs à l'échelle 1 : 15 000. Celle-ci présente un total de 28 isosurfaces, chacune possédant un ton dégradé de couleur compris entre le rouge, le jaune, le vert, le bleu et le magenta (voir figure 3.3). Neuf vont de -2,5 à 2 mètres par rapport au ZC, par intervalle de 0,5 mètre chacune. Les dix-huit isosurfaces suivantes vont de 2 à 20 mètres, à intervalle de 1 mètre puis la dernière isosurface compte pour les profondeurs de 20 m et plus. La précision verticale de la carte est d'environ 15 cm, sauf pour certaines zones plus pauvres en données.

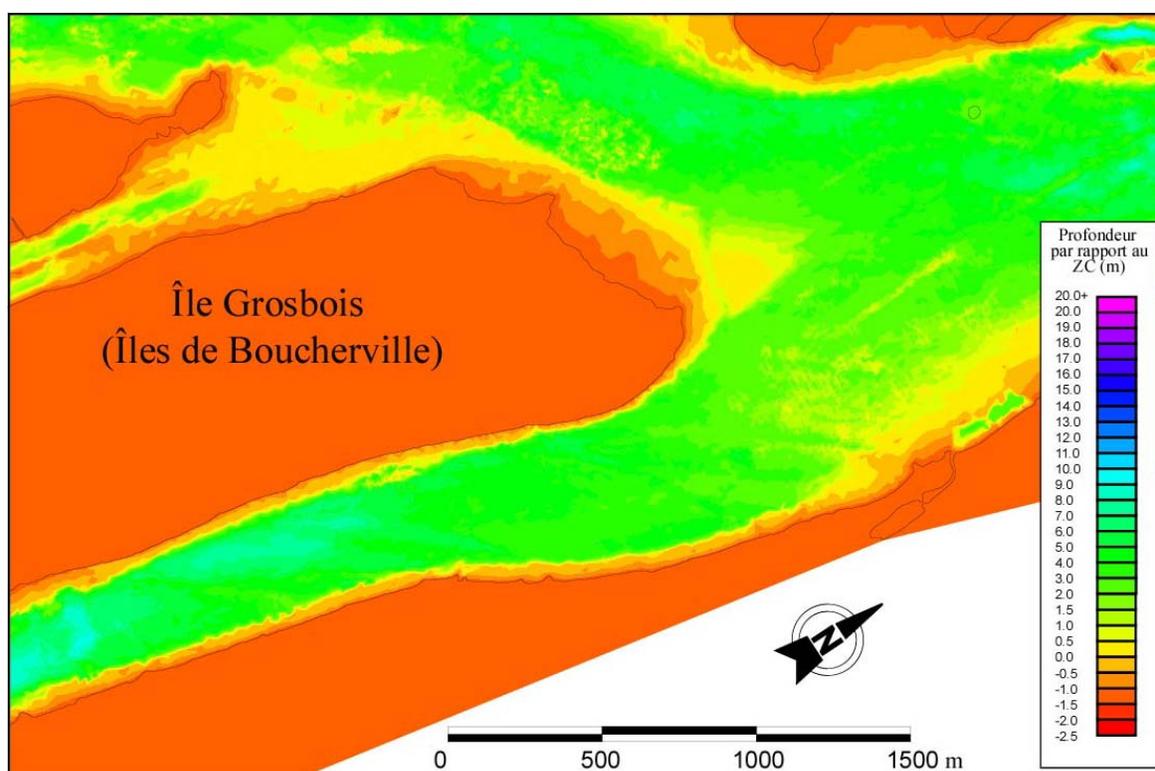


Figure 3.3 Exemple d'une partie de la carte des isosurfaces de profondeur

3.2.2. Traitement primaire

La première étape du traitement primaire des données consiste à découper et classer les papiers d'échosondage par transect. Chaque papier est ensuite enroulé sur lui-même et rangé dans des boîtes compartimentées, lesquelles sont conservées à Environnement

Canada, au 1141 route de l'Église, à Sainte-Foy (QUÉBEC). Une liste de correspondance reliant le numéro de transect avec sa date de création, le nom du fichier des données brutes et les numéros des fixes a aussi été créée (voir tableau 4.2). Ce tri permet une gestion efficace des données en réduisant les manipulations et les délais de recherche quand vient le temps de se référer à un transect en particulier.

La seconde étape consiste à traiter les données de position enregistrées lors de la campagne. Le logiciel HYPACK créait un fichier de position pour chaque transect. Ce fichier de position contient les coordonnées géographiques du bateau enregistrées à toutes les deux secondes ainsi que les coordonnées des fixes, enregistrées à tous les 50 mètres franchis. Une fois la campagne terminée, les fichiers de position originaux ont d'abord subi une rectification parce que HYPACK avait été mal réglé de deux degrés par rapport au bon méridien central lors de la campagne. Ensuite, chaque fichier de position a été traité de manière à en extraire les fixes (fichier de fixes) et la position du transect (fichier de la course précise du bateau). Pour alléger ce dernier type de fichier, seules les positions possédant un écart minimum de cinq mètres entre elles ont été conservées. Tous les fichiers de courses ont alors été regroupés entre eux et tous les fichiers de fixes aussi. Les coordonnées planimétriques de ces deux fichiers globaux ont subi par la suite une transformation de leur système de projection de UTM NAD 83 à MTM NAD 83 à l'aide du logiciel de projection et de traduction de cartes géographiques Lambert, pour rendre les données conformes à la cartographie officielle du Québec. Les formats de ces deux fichiers ont finalement été adaptés de façon à les importer dans le MODELEUR³⁷, MapInfo et ArcView pour des fins de visualisation, d'impression et finalement comme support pour tracer les sous-domaines composant la carte des macrophytes.

³⁷ Les deux fichiers globaux (fixes et courses) sont intégrés au MODELEUR sous forme de points pour les fixes et sous forme d'un maillage de type L2 pour les courses.

3.2.3. Carte des transects

Cette étape consiste à reprendre les fichiers de fixes et de courses et à les importer dans le logiciel ArcView, un SIG se prêtant mieux à l'impression de grandes cartes que le logiciel MapInfo. La ligne de berge, les transects et les fixes ainsi que leurs numéros respectifs sont imprimés sur la carte des transects à la même échelle (1 : 15 000) que la carte des isosurfaces de profondeur. L'impression est faite sur film polyester, un matériau semi-transparent permettant la superposition des deux cartes sur une table lumineuse. Ainsi, la carte des transects sert aussi de support à l'information suite à son interprétation (section suivante). Une fois le transfert terminé, elle va aussi être utilisée comme outil pour interpoler la végétation entre les transects.

3.2.4. Interprétation et transfert

Une fois qu'un vaste échantillon de papiers d'échosondage a été calibré sur le terrain par l'identification des espèces, de leur proportion relative et de la densité, l'ensemble des relevés disponibles a été interprété en analysant les données de végétation et en les regroupant. L'interprétation consiste à « lire » les papiers d'échosondage et traduire le signal en assemblage. Cependant, l'échophytofaciès, ou plus simplement l'échofaciès ou même le faciès, en est l'étape intermédiaire. La figure 3.4 illustre schématiquement la méthodologie d'interprétation des échosondages. Celle-ci apparaît comme une arborescence décroissante.

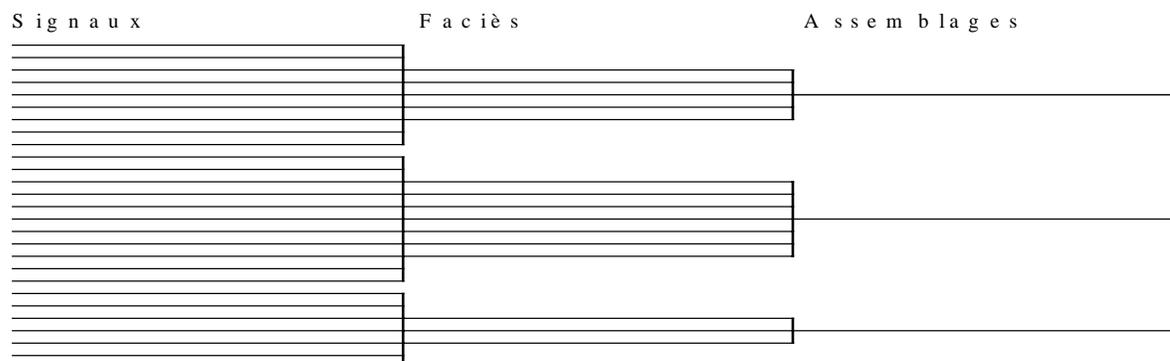


Figure 3.4 Méthodologie d'interprétation des échosondages

Les signaux sont les premiers éléments qu'on remarque sur un papier d'échosondage. Pris isolément, un signal ne veut pas dire grand chose. C'est une représentation analogique d'un phénomène physique, la présence de plantes. Mais il constitue l'assise de ce procédé de sondage. Le papier d'échosondage (voir figure 3.5) en contient plusieurs qui varient le long du gradient de profondeur et qui sont traduits en faciès suite à la validation (calibrage) faite sur le terrain. Il est *a priori* hasardeux d'interpréter visuellement des signaux pour prédire les espèces, le pourcentage de chacune d'elles et parfois même la densité sans avoir validé ceux-ci en observant la végétation submergée sur place directement. En effet, les distorsions du signal sont fréquentes et comprennent la compression et l'étalement du signal dus aux accélérations et aux décélérations du bateau³⁸ ainsi que des interférences causées par des macrophytes enchevêtrés dans le transducteur, par une couverture végétale trop dense atteignant la surface ou par un plan d'eau perturbé (vagues). Aussi, l'échosondeur même produit un bruit³⁹, dans les 30 centimètres en dessous du transducteur, se traduisant par une bande sombre qui apparaît sur le papier. Ce bruit rend les signaux des zones peu profondes⁴⁰ difficiles à distinguer, spécialement si les plantes atteignent la surface, puisque le bruit et les signaux viennent à se confondre et qu'aucune végétation dépassant la profondeur d'immersion du transducteur (< 30 cm de la surface) ne peut être enregistrée. C'est donc près de 60 cm d'eau, à partir de la surface, qui rend difficile voire impossible la lecture des hauteurs de plantes ou leur simple détection. Dans pareil cas, les observations notées sur le papier lors de la campagne sont d'un précieux secours pour l'interprétation.

³⁸ En fait, l'échosondeur fonctionnant toujours au même régime, la quantité d'information enregistrée sur chaque centimètre de papier reste la même, que le bateau aille rapidement ou lentement. Ce qui change c'est la quantité d'information enregistrée pour chaque kilomètre de terrain parcouru. Cette « densité » d'information est faible quand le bateau va rapidement et forte quand il va lentement.

³⁹ Ce bruit est causé par l'impulsion ultrasonique sortante.

⁴⁰ Les profondeurs minimums sondées correspondent à 50 à 60 cm d'eau, soit le tirant d'eau du bateau.

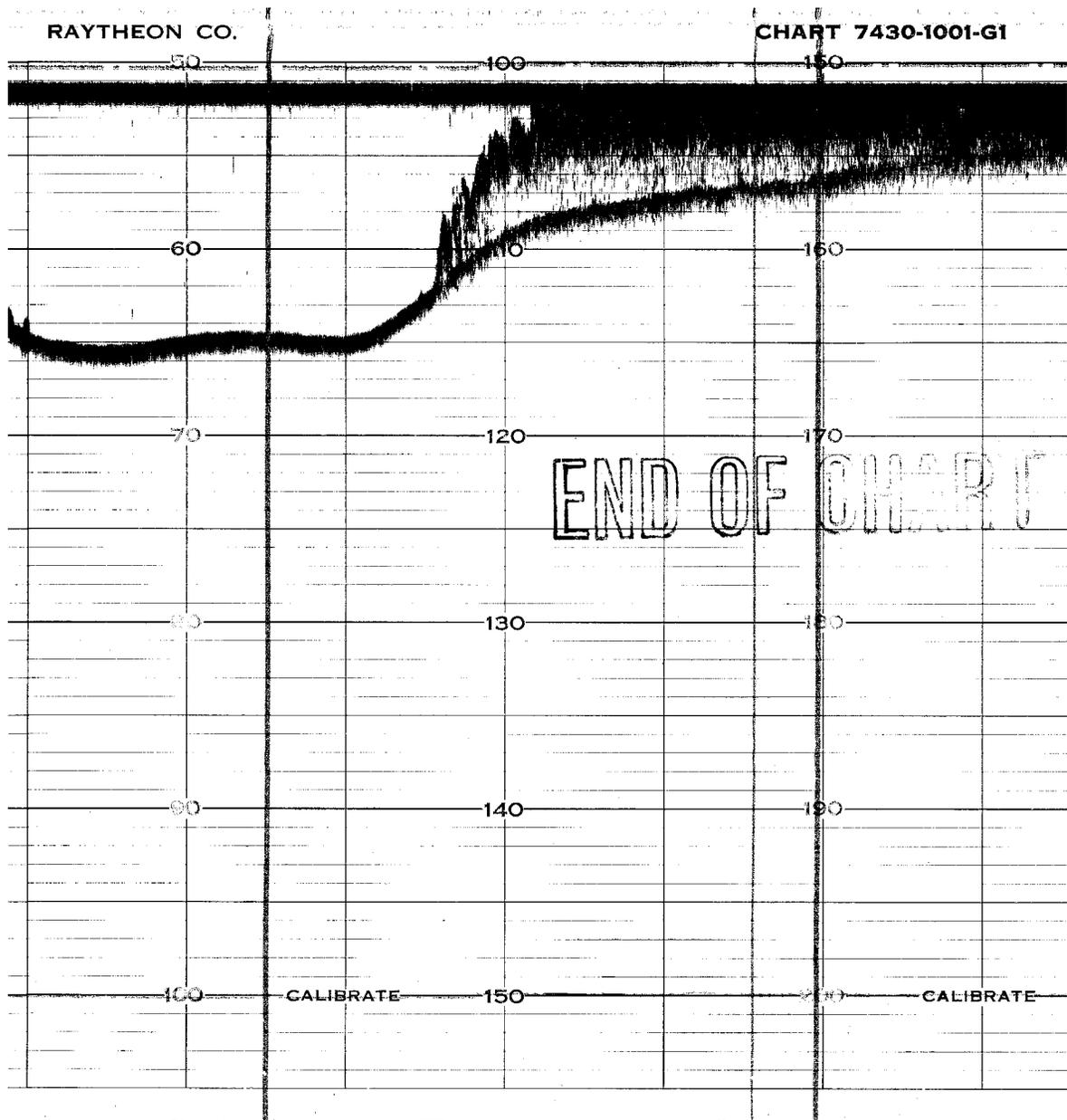


Figure 3.5 Exemple d'un papier d'échosondage montrant la surface, le fond ainsi que la végétation le long du gradient de profondeur

Au deuxième niveau vient le faciès. Il apparaît comme un ensemble de signaux homogènes, dans le sens de relativement semblables et uniformes, qui représentent une ou plusieurs espèces regroupées, possédant des proportions, une densité et des hauteurs données. Chaque échophytofaciès est en quelque sorte unique par ses caractéristiques

(combinaison d'espèces, pourcentages, densité et hauteurs) et par la façon dont il a été enregistré (compression du signal, bruits). Cependant, il reste que, comme pour le gradient de profondeur, la transition d'un faciès à un autre se fait graduellement. Pour nos besoins de classement, il a fallu faire abstraction de cette notion de continuum⁴¹ en divisant les plantes en faciès lorsqu'une différence significative de hauteur, de densité ou de variation des pourcentages de chacune des espèces était notée. Les limites entre les faciès ont été choisies en fonction des observations notées sur le terrain et aussi par l'uniformité (homogénéité) des signaux qui formaient le regroupement. Quand on ne pouvait se fier qu'aux observations notées, la délimitation devenait plus arbitraire du fait que nous ne pouvions confirmer notre validation sur le terrain par des signaux clairs sur le papier. Parfois, des plantes qui auraient pu être divisées *a priori* en plusieurs faciès ont été regroupées en un seul lorsque les différences entre elles étaient négligeables ou qu'elles s'observaient sur une longueur négligeable le long du transect. Dans ce cas, un ajustement des valeurs de la hauteur, de la densité et des pourcentages des espèces du faciès issu d'une fusion a compensé cette perte d'information. En aucun cas la précision des faciès n'a dépassé la limite de résolution de la carte, soit un millimètre sur la carte à l'échelle 1 : 15 000, ce qui équivaut à 15 mètres linéaires en réalité.

Enfin le troisième niveau est l'assemblage⁴², un concept qui simplifie encore plus les échophytofaciès. Il constitue l'unité de base que nous nous sommes donnée pour combler le besoin de classer la végétation observée. L'assemblage est défini comme un regroupement de faciès caractérisés par la **présence** d'une seule espèce ou d'une

⁴¹ Ceci nous ramène au vieux débat des écologistes sur l'association végétale, un type particulier de communauté. Frederick Edward CLEMENTS a défini l'association végétale en termes d'organisme pour illustrer la nature interdépendante des espèces composant l'association. Ses idées holistiques de la végétation sont cependant contestées par Henry Allen GLEASON qui, en 1917, propose une théorie contraire. Celle-ci réfute l'idée de communauté parce qu'elle n'est pas une unité naturelle et qu'elle reste une abstraction de la pensée humaine. Son hypothèse repose plutôt sur le concept « individualiste » ou de « continuum » et veut que les ensembles où l'on retrouve des espèces simultanément ne soient pas obligatoirement interdépendants. Au contraire, chaque espèce se disperse dans une variété d'habitats, comme une entité indépendante. Aujourd'hui, le concept de communauté rejoint ces deux visions (Barbour *et al.*, 1999).

⁴² Pour nous, les assemblages sont l'équivalent des communautés végétales des écologistes. En effet, une communauté est une abstraction qui se définit simplement comme un ensemble de plantes occupant une surface qu'un écologiste a circonscrite pour les besoins de l'étude (Crawley, 1997).

combinaison d'espèces, sans tenir compte du pourcentage, de la densité, ni de la hauteur de ces macrophytes. Ce choix s'explique par sa simplicité, sans quoi le classement aurait pu être fait selon une multitude de critères. La seule exception est le cas de l'assemblage à Cd où le pourcentage de cette espèce a été considéré dans le classement (voir section 4.1.2.). Ainsi, par exemple, tous les échophytofaciès contenant de la vallisnérie et du potamot de Richardson exclusivement (Va et Pr), peu importe le pourcentage de chacune des espèces ou la densité ou les hauteurs, se sont vus classer dans le seul et même assemblage à Va-Pr. Les résultats auront reconnu plus d'une trentaine d'assemblages. Ceux-ci seront ensuite simplifiés davantage pour n'en conserver qu'un nombre limité (voir section 4.1.2.).

Après l'interprétation, le transfert sur carte des données des papiers d'échosondage est la seconde étape importante. Il consiste à positionner correctement l'information des faciès sur la carte des transects. Cette opération, qui est réalisée simultanément avec l'interprétation des papiers d'échosondage, nécessite la superposition de la carte des transects (voir section 3.2.3.) à celle des profondeurs (voir section 3.2.1.). Au moyen d'une table lumineuse, on peut voir à la fois les transects et les fixes numérotés ainsi que les isosurfaces de profondeur colorées (voir figure 3.6). Ces profondeurs résultant d'une interpolation entre les points de mesure hydrographiques (minutes), elles sont fortement corrélées au profil transversal du fleuve imprimé sur les papiers d'échosondage et représentant la réalité actuelle. Une fois les limites des faciès déterminées sur les papiers d'échosondage, elles sont reportées au crayon sur la carte des transects à l'aide des repères que constituent les fixes apparaissant aux 50 mètres. Si les limites tombent entre deux fixes, la position est estimée de façon linéaire ou bien elle est interprétée s'il y a des raisons de croire que le bateau a décéléré (à l'approche de la rive) ou accéléré (en gagnant le large). Ensuite, les informations contenues à l'intérieur de ces limites sont aussi notées au crayon, soit la ou les espèces présentes, le pourcentage de chacune d'elles et la densité du faciès. La hauteur moyenne des plantes, mesurée directement sur le papier d'échosondage, est inscrite après la densité.

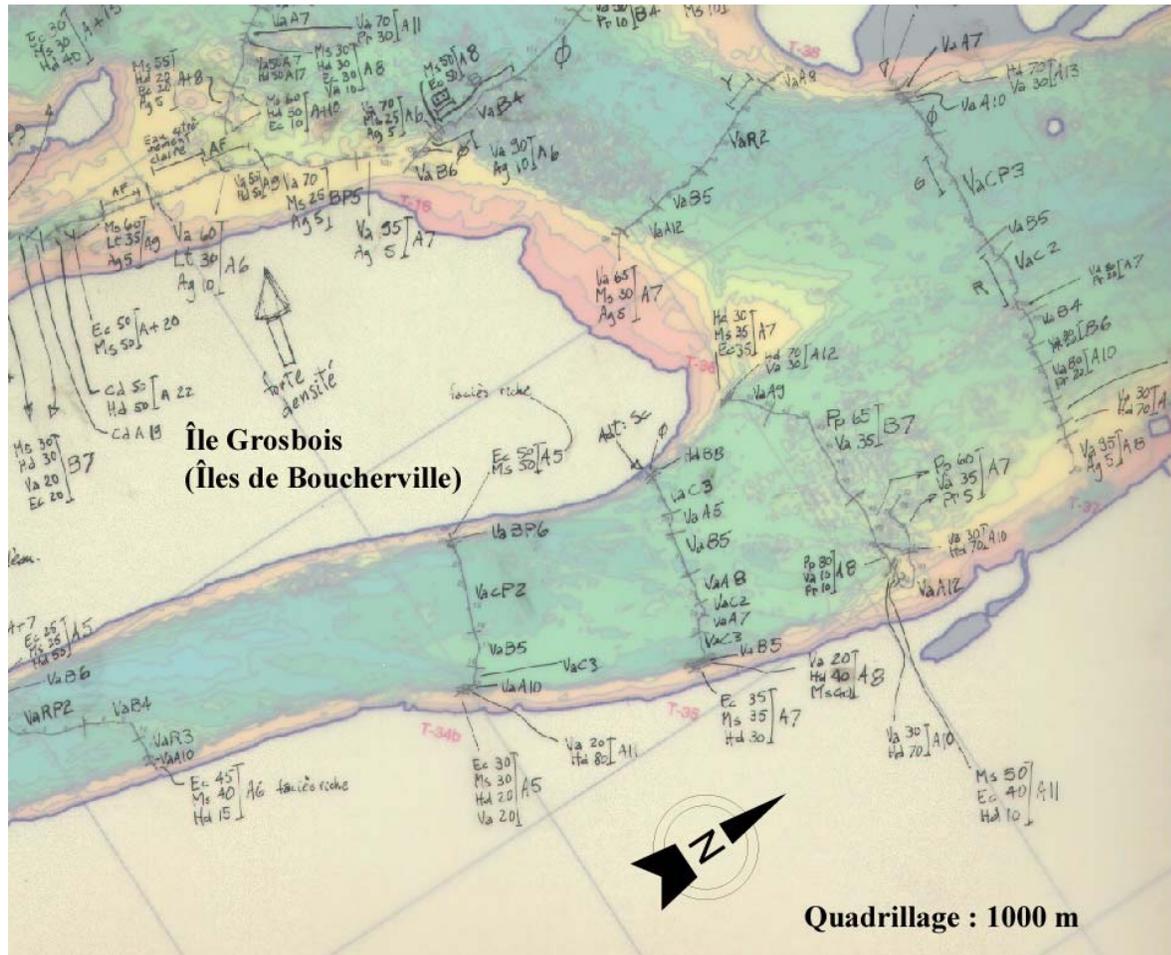


Figure 3.6 Transfert des données sur la carte des transects superposée à celle des isosurfaces de profondeur

3.2.5. Interpolation et création de la carte des macrophytes dans le MODELEUR

L'interpolation consiste à reprendre les limites physiques des faciès sur un transect et à les projeter dans la dimension du plan pour créer des surfaces de végétation qui s'emboîtent dans celles des transects adjacents. L'interpolation et la création de la carte des

macrophytes se font dans le MODELEUR où l'on affiche les mêmes renseignements⁴³ que ceux contenus sur les cartes juxtaposées des transects et des isosurfaces de profondeur. Le travail consiste à reporter intégralement l'information sur papier, c'est-à-dire les limites des faciès de la carte des transects, à l'écran et à interpoler l'information entre les transects.

La saisie de l'information se fait dans le cadre d'une partition (frottement de Manning en l'occurrence). Une partition est un outil de représentation spatiale du MODELEUR composé de sous-domaines, eux-mêmes composés de sommets et d'arêtes (Roy *et al.*, 1999). Une fois les limites d'un faciès identifiées sur les transects visibles à l'écran, la construction du sous-domaine peut débuter. Celui-ci est un simple polygone représentant une surface de végétation et auquel on a attribué une valeur unique (un numéro de 1 à 1501) référant aux caractéristiques particulières du faciès (espèces, pourcentage, densité, hauteurs). Le résultat est une carte (ou partition) des macrophytes.

L'interpolation ou, devrait-on dire, la projection d'information entre les transects comporte une dose d'interprétation des conditions abiotiques. Elle tient compte de l'hypothèse selon laquelle **localement** la distribution du substrat est fortement corrélée avec la forme du terrain (Morin, 2001) et qu'il est fort probable de retrouver la même végétation à proximité, là où les conditions abiotiques sont à peu de chose près les mêmes que celles retrouvées sur le transect. De surcroît, puisqu'elle est le facteur abiotique le plus déterminant (Wetzel, 1983), la lumière parvenant au fond conditionne la présence des macrophytes. La profondeur a donc été le principal moyen d'interpolation parce que la quantité de lumière varie en fonction de celle-ci et de la turbidité de l'eau. Localement, comme la turbidité est presque constante, la lumière près du fond devient principalement fonction de la profondeur (Morin, 2001). Cette interpolation, qui est basée sur la profondeur, ne signifie pas pour autant qu'on retrouve toujours les mêmes regroupements d'espèces tout au long du tronçon, pour une gamme de profondeurs donnée. Plutôt, elle indique que, selon l'hypothèse, sur

⁴³ Ligne de berge, courses et fixes ainsi que les isosurfaces de profondeur.

une portion donnée du transect règnent des conditions particulières (facteurs abiotiques locaux) qui ne sont pas identiques à celles retrouvées sur la même gamme de profondeurs d'un autre transect. Voilà ce qui expliquerait la présence de regroupements différents de macrophytes en fonction de la profondeur et selon le lieu.

Dans une bien moindre mesure que la profondeur, la connaissance sommaire des courants, des vents dominants et des vagues⁴⁴ a permis de projeter d'une façon plus juste, selon l'état de nos connaissances, la végétation entre les transects. Par exemple, une région exposée aux vents dominants et où le fetch est important sera plus perturbée par les vagues qui chasseront les espèces non tolérantes à ce facteur. De même, une zone où le courant est rapide limitera la colonisation aux espèces adaptées à cette condition. À ce sujet, les données de simulation des vitesses de courant étaient disponibles mais n'ont pas été exploitées systématiquement. Du reste, aucun autre facteur abiotique (ni même biotique) n'a servi à l'interpolation. C'est le cas des types de substrats. Bien que l'on ait constaté leur influence effective sur la végétation, par exemple, un substrat composé d'argiles cohésives limite la pénétration des racines et donc la présence de plantes, l'information fragmentaire disponible sur le substrat n'a pas permis d'interpoler. C'est aussi le cas de la disponibilité des nutriments. Nous croyons que certains effluents particulièrement riches en nutriments avaient une influence sur les espèces présentes mais cette constatation en est restée là. Comme la complexité du travail d'interpolation était grande, il devenait impossible de tenir compte de tous les facteurs. En bref, l'interpolation a été adaptée selon les renseignements disponibles mais se base en très grande partie sur la profondeur de l'eau. Et, bien qu'elle suive des règles uniformes, elle reste en partie subjective.

Techniquement, sur une surface interpolée, le seul lieu où l'on possède des renseignements sur la végétation submergée du faciès se trouve sur le transect. De part et d'autre de ce dernier, les limites de la surface sont tracées parallèlement aux limites des isosurfaces de

profondeur, et ce jusqu'à mi-chemin de la distance séparant deux transects (400 à 500 mètres). Entre les transects, les zones de jonction des sous-domaines ont été soigneusement imbriquées de façon à procurer une transition la plus naturelle possible. Bien souvent, des faciès de transects adjacents voyaient leur sous-domaine correspondre au niveau de la gamme des profondeurs et du type d'assemblage, indiquant que la méthode utilisée semblait juste dans bien des cas.

Une fois toutes les surfaces tracées, le fichier de partition du MODELEUR a été transformé de manière à l'intégrer à MapInfo. La base de données y a aussi été jointe si bien que tous les renseignements concernant la campagne apparaissent dans un seul et même logiciel. Seules les données analogiques des papiers d'échosondage doivent être consultées séparément.

3.3. Utilisation présente et future des données

3.3.1. Archivage et stockage des données

La campagne de terrain a laissé des données analogiques et numériques, dont la plupart ont été traitées. Les données analogiques regroupent tous les papiers d'échosondage archivés dans des boîtes. Leur consultation demande de la manipulation mais est relativement aisée. D'autre part, les données numériques comprennent la position des transects et des fixes de même que celle de tous les sous-domaines composant la carte des macrophytes. Ces données sont toutes géoréférencées et disponibles dans plusieurs formats dont ceux du MODELEUR et de MapInfo. Pour ce qui est de la base de données, elle est construite dans un tableur et contient surtout les résultats de notre interprétation de la végétation, c'est-à-dire, les données relatives aux faciès. On y retrouve, pour chaque sous-domaine créé, les espèces présentes, leurs pourcentage et densité ainsi que leur hauteur moyenne. Le numéro

⁴⁴ Le courant, le vent et les vagues sont des facteurs synergiques puisque, dans le fleuve, les vents dominants soufflent principalement du sud-ouest au nord-est et que l'axe principal du fleuve, et donc l'écoulement, possèdent la même orientation.

du transect ainsi que l'assemblage dans lequel le faciès a été inclus sont aussi indiqués pour chaque surface. Enfin, il ne faut pas oublier la carte des profondeurs. Elle ne fait pas partie de nos propres données de terrain mais elle est un outil indispensable à l'interpolation qui a influencé directement nos résultats. L'ensemble de ces données est stocké dans le MODELEUR.

3.3.2. Distribution de fréquences selon la profondeur

Pour répondre aux deux derniers objectifs posés au début de ce travail, soit la compréhension de la distribution des assemblages en fonction des facteurs abiotiques et la vérification de l'hypothèse sur l'influence de la fluctuation du niveau d'eau, il a fallu exploiter une partie des données récoltées. Vu l'ampleur de la surface étudiée, le tronçon a été divisé en cinq secteurs d'analyse : Boucherville, Verchères, Contrecoeur, Lanoraie et les chenaux de l'archipel du LSP, le début du LSP (voir planche 2 en annexe). Comme la profondeur varie dans le temps due aux fluctuations du niveau d'eau et qu'elle exerce un rôle déterminant sur la végétation aquatique submergée de par son influence sur la lumière, il devient fort intéressant de connaître la distribution de fréquences selon la profondeur par rapport au ZC pour chacun des assemblages inventoriés. Pour ce faire, nous avons interrogé les données en utilisant l'outil de projection du MODELEUR. Cet outil permet de projeter un champ généré sur un maillage donné (maillage source) vers un autre maillage (maillage destination) créant ainsi un nouveau champ du même type (Roy *et al.*, 1999) mais ayant une extension spatiale réduite et, partant, plus facile à manipuler. De plus, le maillage destination peut être constitué d'éléments curvi-linéaires (trajectoires). Nous aurions pu construire un maillage couvrant l'ensemble du tronçon et s'en servir comme maillage destination. Cependant, il valait mieux que les projections soient faites sur des parties dont la végétation avait fait l'objet d'observations et non pas sur les parties extrapolées, qui possèdent une plus grande incertitude. Pour ces raisons, les transects

(courses précises du bateau) ont été choisis comme maillage destination. Dans le MODELEUR, les transects se présentent sous forme d'un maillage curviligne constitué d'éléments de type L2⁴⁵. Ce maillage possède 38 058 nœuds sur lesquels on a projeté successivement la partition de macrophytes, les secteurs d'analyse puis la profondeur au ZC. Ainsi, à chaque nœud des transects, ces trois renseignements étaient disponibles. Après avoir traité ces données, des histogrammes représentant la distribution de fréquences selon la profondeur au ZC ont été tracés pour chaque assemblage, et ce pour chacun des secteurs (voir tableau 4.2). Quelques résultats sont présentés aux sections 4.4. et 4.5.6.

3.3.3. Autres utilisations

Quant à l'avenir prochain de cette partition de macrophytes, elle servira à l'équipe de recherche (partenariat Environnement Canada - INRS-Eau) pour des simulations hydrodynamiques qui tiennent compte de ce facteur important. Pour ce faire, chaque sous-domaine se verra attribuer un coefficient de frottement de Manning (n_m) adapté en fonction des espèces retrouvées, du pourcentage de chacune d'elles, de leur hauteur et de la densité (Morin, 2001). De plus, un facteur de correction ou une relation quelconque modulera le coefficient de frottement selon la période de l'année concernée. En effet, étant donné que les observations de terrain proviennent d'une période où la biomasse est presque maximale, elles ne s'appliquent pas à une simulation ayant lieu en mai par exemple, où les plantes amorcent la première phase de leur cycle de croissance.

D'autre part, plusieurs autres analyses pourront être faites à partir des données enregistrées de même que des données analogiques sur les papiers d'échosondage. Par exemple, des comparaisons avec des années ultérieures et des périodes de l'année différentes pourront faire avancer les connaissances sur la phénologie des espèces, sur leur cycle de vie respectif. Cela permettra aussi d'affiner les simulations du modèle hydrodynamique.

⁴⁵ L'élément de type L2 est une ligne droite qui relie deux nœuds.

3.4. Difficultés rencontrées

La principale difficulté se situe au niveau de la précision de la carte des profondeurs, surtout dans les zones peu profondes mais aussi dans les petits cours d'eau (par exemple les chenaux de l'archipel du LSP) peu fréquentés par la navigation commerciale. La précision dépend directement du nombre de points de sondage. Dans les minutes hydrographiques, les zones peu profondes sont moins bien pourvues en données que, par exemple, le chenal de navigation où la sécurité du transport est primordiale et où des fonds sont investis en conséquence pour s'approprier ces données. De plus, l'érosion accentuée qui survient dans certaines parties du tronçon (entre autres les chenaux de l'archipel du LSP) peut rendre certaines lignes de berge non représentatives de la réalité. Or, puisque les plantes colonisent surtout les zones peu profondes et que la carte des profondeurs servant à l'interpolation de la végétation reste imprécise à ces endroits, la précision de la carte des macrophytes est aussi affectée. En pratique, cela signifie que des aberrations, telles des discontinuités dans les isosurfaces de profondeur ou des incohérences entre les profondeurs sur la carte et celles des profils d'échosondage, ont été rencontrées en interpolant la végétation. Dans ces cas particuliers, l'interpolation de la végétation était faite au meilleur, soit en suivant quand même l'isosurface corrompue, faute de mieux, soit en se fixant une isosurface fictive susceptible d'être plus plausible que celle affichée.

Une seconde difficulté s'applique à l'équipement utilisé lors de la campagne. Sans être nécessairement obsolète, l'échosondeur DE-719 de Raytheon est un dispositif électromécanique qui date d'une certaine époque. Son fonctionnement manquait à l'occasion en produisant des échosondages flous ou manqués dus à des problèmes d'entraînement du papier, entre autres. Il fallait nettoyer fréquemment le transducteur des débris de végétaux s'y accumulant pour éviter d'interrompre la transmission de l'écho. Les pires échosondages ont été repris. Pour les autres, une perte de définition et de précision a été tolérée.

Une autre difficulté concerne l'accessibilité aux lieux peu profonds. Le bateau ne permettait pas de sonder les fonds de moins de 50 cm. Ce dégagement minimum nécessaire

à la navigation limitait la portée de l'étude, les plantes pouvant se retrouver à des profondeurs bien moindres.

Enfin, les contraintes de temps liées à la contrainte d'homogénéité temporelle du milieu et à la disponibilité d'équipements logistiques exigent d'être très productif, c'est-à-dire de couvrir un maximum de surface dans un minimum de temps. Il est vrai qu'une campagne comme celle-ci est coûteuse, ne serait-ce que par le coût inhérent du carburant et de la main-d'œuvre spécialisée, et donc qu'elle exige un certain rendement. Un compromis doit donc être trouvé afin de préserver des standards minimums de qualité soit, entre autres, couvrir correctement toute la surface à l'étude, effectuer une validation juste (quitte à la faire plus souvent), et prendre régulièrement des échantillons (plantes, substrat). Ces standards ont ceci en commun qu'ils demandent tous du temps.

3.5. Suggestions d'amélioration

Les autorités compétentes ou celles ayant une expertise en topométrie pourraient entreprendre une campagne de terrain pour combler le manque de points de sondage en zones peu profondes. Ceci permettrait d'obtenir une carte des profondeurs plus précise et de fait une meilleure interpolation de la végétation. D'ailleurs, ces renseignements sont de plus en plus demandés dans nombre de domaines.

Pour une prochaine campagne de terrain, il serait bon d'abaisser la distance entre les fixes de 50 à 25 mètres pour resserrer la correspondance entre le papier d'échosondage et la trajectoire parcourue. Un échosondeur fiable, plus précis et offrant des technologies modernes, par exemple la localisation en continu, serait encore mieux. Un échantillonnage systématique du substrat aussi bien en zone dénudée qu'en zone colonisée par la végétation apporterait des renseignements supplémentaires disponibles pour l'interpolation et la compréhension de ce facteur abiotique. Enfin, lors du traitement des données, l'étape du transfert des données sur la carte des transects (format papier) pourrait être éliminée en passant immédiatement à la saisie sur le MODELEUR. Cela éviterait le dédoublement de tâche, la manipulation inutile des données et les pertes de temps. Cependant, il faut

reconnaître un avantage à la carte de transects : elle permet d'avoir une vue d'ensemble du tronçon à l'échelle 1 : 15 000, avec toutes les données avant interpolation, chose impossible à réaliser avec un écran d'ordinateur normal. Cette étape permet aussi d'apprécier les différences et les ressemblances entre les transects adjacents tout en essayant de les expliquer mais aussi de tenir compte de l'exposition des faciès au vent, aux vagues et aux courants importants.

4. PRÉSENTATION ET ANALYSE DES RÉSULTATS

En plus d'engager une discussion et de suggérer de nouvelles avenues, ce chapitre présente et analyse les résultats obtenus en relation avec les trois objectifs indiqués au chapitre premier. La section 4.1. décrit les assemblages présents sur le tronçon ainsi que la méthode utilisée pour les simplifier alors que la section 4.2. présente la carte des assemblages simplifiés de même que les données disponibles pour consultation, entre autres. Les deux sections suivantes tentent d'établir un lien entre la distribution des assemblages et les facteurs abiotiques, selon la démarche exploratoire adoptée, selon le secteur (4.3.) et selon l'espèce (4.4.). Enfin, la dernière section (4.5.) amorce le processus de vérification d'une hypothèse voulant qu'il existe une relation privilégiée entre la fluctuation du niveau d'eau et la distribution de l'assemblage à faciès riche. Il faut noter que cet exercice est avant tout une démarche exploratoire et non un contrôle exhaustif de l'hypothèse posée.

4.1. Description des assemblages

4.1.1. Assemblages présents

Après analyse de la base de données, nous avons constaté que parmi les 1501 faciès observés sur l'ensemble du tronçon, un total de 33 assemblages s'en dégagent (voir tableau 4.1). Rappelons à cet égard que l'assemblage est un regroupement de faciès caractérisés par la **présence** d'une seule espèce ou d'une combinaison d'espèces⁴⁶, sans tenir compte du pourcentage, de la densité, ni de la hauteur de ces macrophytes. L'exception à cette règle concerne l'assemblage à Cd35%+_X_ 1o2(Va, Ec, Ms, Hd, Pr),

⁴⁶ Dans le cas d'une combinaison d'espèces, nous reviendrons sur l'importance des pourcentages dans la description détaillée des faciès (voir section 4.1.2.2.). Cependant, même si l'on n'en a pas tenu compte, les proportions sont relativement constantes dans certains faciès comprenant des espèces différentes.

lequel nécessite un minimum de 35 % de Cd pour être classé comme tel. Pour imaginer cette définition d'assemblage, prenons un faciès représentant la vallisnérie d'Amérique, c'est-à-dire un regroupement d'individus d'une seule espèce. Ainsi, dans le tableau, toutes les surfaces où l'on a identifié la présence de cette espèce en groupement pur (faciès à Va) ont obtenu la désignation d'assemblage « Va » et ce, peu importe la densité et la hauteur de ces plantes à ces endroits. Et il en va de même pour tous les autres assemblages.

Tableau 4.1 Tableau synoptique des assemblages, avant et après simplification

Assemblages non simplifiés (numérotés de 1 à 33 dans la colonne de gauche)		N (nombre de surfaces observées)	Superficie (km ²)	Richesse spécifi- que	Assemblages simplifiés	N ^o d'assem- blages simplifiés
1	Va	657	22,983	1	Va	1
2	Va-Hd	104	1,674	2	Va-Hd + autres (Pr,Ms)	2
3	Va-Pr	142	6,688	2	Va-Pr	3
4	Va-Pp	30	0,662	2	Va-Pp + autre (Pr)	4
5	Va-Pr-Pp	24	0,586	3		
6	Va-Ms_X_Pr	54	2,085	2 à 3	Va-Ms + autres (Pr,Hd,Ag)	5
7	Va-Hd+1(Pr,Ms)	55	1,167	3	Va-Hd + autres (Pr,Ms)	2
8	Va-Ms-Hd+1o2(Pr,Ag)	20	0,440	4 à 5	Va-Ms + autres (Pr,Hd,Ag)	5
9	Va-Ag_X_Lt	16	0,683	2 à 3	Va-Ag + autres (Lt,Hd,Pr,Ms)	6
10	Va-Hd-Ag	12	0,388	3		
11	Va-Pr-Ag	9	0,465	3		
12	Va-Ms-Ag	9	0,276	3		
13	Va-Ag-Pr+1(Ms,Hd)	8	0,669	4		
14	Ms-Ag_X_1(Lt,Hd)	6	0,083	2 à 3		
15	Ec	18	0,067	1	Ec + autres (Va,Hd,Ms,Pr)	7
16	Ec-Va	6	0,147	2		
17	Ec-Hd	10	0,075	2		
18	Ec-Ms	68	0,608	2		
19	Ec-Pr	2	0,012	2		

Assemblages non simplifiés (numérotés de 1 à 33 dans la colonne de gauche)		N (nombre de surfaces observées)	Superficie (km ²)	Richesse spécifi- que	Assemblages simplifiés	N° d'assem- blages simplifiés
20	Ec-Va+1 (Pr,Hd,Ni,Pp)	5	0,490	3	Faciès Riche [Ec + (Mse/oVa) + autres (Pr,Hd,Ni,Pp,Ag,Cd,Lt)]	8
21	Ec-Ms+ 1(Pr,Hd,Ag,Va,Cd)	63	0,782	3		
22	Ec-Ms-Va-Hd	13	0,147	4		
23	Ec+(Mse/oVa)+ 2o3(Pr,Hd,Lt,Ag,Cd)	28	0,493	4 à 6	Faciès Riche [Ec + (Mse/oVa) + autres (Pr,Hd,Ni,Pp,Ag,Cd,Lt)]	8
24	Cd35%+_X_ 1o2(Va,Ec,Ms,Hd,Pr)	26	0,344	1 à 3	Cd (35% et +) + autres (Va,Ec,Ms,Hd,Pr)	9
25	Hd	16	0,121	1	Hd + autre (Pr)	10
26	Hd-Pr	6	0,063	2		
27	Ms	14	0,115	1	Ms + autres (Pr,Hd)	11
28	Ms-Pr	9	0,137	2		
29	Ms-Hd_X_Pr	25	0,446	2 à 3		
30	Pr	10	0,241	1	Pr	12
31	Pr-Pp	3	0,173	2	Pp + autre (Pr)	13
32	Pp	32	0,340	1		
33	Ni	1	0,005	1	Ni	14
TOTAL-----		1501	43,655			

Les colonnes du tableau synoptique précédent (4.1) présentent successivement les assemblages non simplifiés (en y indiquant les espèces en présence, précédées de leur numéro), le nombre de surfaces observées, la superficie totale occupée par chaque assemblage ainsi que sa richesse spécifique. Les colonnes suivantes introduisent les assemblages simplifiés (voir section 4.1.2.) ainsi que leur numéro respectif. Le formalisme utilisé pour décrire les assemblages du tableau est simple. Par exemple, les symboles [_X_], [+...], [o], [e/o] et [(...)] signifient respectivement « parfois », « plus le nombre d'espèces représenté par les points de suspension », « ou », « et/ou » et « sélection parmi les espèces suivantes ». L'assemblage Va-Ms_X_Pr regroupe donc tous les faciès contenant du Va et du Ms et, parfois, du Pr (i.e. tous les faciès Va-Ms et Va-Ms-Pr).

L'assemblage Va-Ms-Hd+1o2(Pr,Ag) regroupe pour sa part tous les faciès contenant du Va, du Ms et du Hd ainsi qu'une ou deux espèces parmi Pr et Ag. Par contre, le formalisme des assemblages simplifiés se limite à indiquer le noyau qui forme l'assemblage ainsi que les espèces pouvant être incluses dans celui-ci, entre parenthèses, sans préciser les combinaisons exactes. Par exemple, Ec+autres (Va,Hd,Ms,Pr), l'assemblage simplifié numéro 7, contient cinq assemblages dont les combinaisons spécifiques sont indiquées dans la colonne des assemblages non simplifiés ([Ec], [Ec-Va], [Ec-Hd], [Ec-Ms], [Ec-Pr]).

Toujours dans ce tableau, on remarque que les assemblages non simplifiés sont séparés en 9 grands « groupes⁴⁷ », dans un ordre de présentation naturelle, suivant les espèces et la complexité. On trouve d'abord le groupe contenant de la vallisnérie (Va) pour les assemblages 1 à 8 ainsi que le groupe contenant de l'alisma (Ag), très souvent accompagné de Va, pour les assemblages 9 à 14. Ensuite, le troisième groupe contient l'élodée du Canada (Ec) dans les assemblages 15 à 22. Les assemblages 23 et 24 sont pris séparément car ils représentent respectivement l'assemblage dont la richesse spécifique est la plus élevée de tous et celui qui contient une espèce particulière, la cornifle nageante (Cd). Les quatre derniers grands groupes incluent l'hétéranthère (Hd), le myriophylle (Ms), les potamots (Pr et Pp) ainsi que la macroalgue *Nitella* (Ni). Ils correspondent respectivement aux assemblages numérotés 25 à 26, 27 à 29, 30 à 32 et 33.

En annexe, la planche 14 permet de visualiser la caractérisation ayant donné lieu aux assemblages. Elle montre six échophytofaciès les plus typés des assemblages leur correspondant. On peut y voir les faciès Va, Va-Hd, Va-Pr, Ec-Ms, le faciès riche ainsi que le faciès Ni. Ces exemples sont montrés à titre indicatif. En effet, puisque plusieurs faciès donnent habituellement un assemblage, on ne peut généraliser au point de considérer ces signatures de faciès comme des représentations univoques des assemblages leur correspondant. Il faut donc se garder d'interpréter ces signaux sans les avoir validés

⁴⁷ Ces groupes sont délimités par des traits horizontaux plus gras dans le tableau 4.1.

auparavant. Ces exemples donnent cependant un aperçu de ce que pourrait être le signal. Mais encore a-t-il fallu procéder à une simplification des 33 assemblages pour diverses raisons expliquées à l'étape suivante (4.1.2.). Toute l'analyse subséquente se fera en fonction des assemblages, simplifiés ou non, selon le niveau hiérarchique le plus pertinent.

4.1.2. Simplification des assemblages

Au début, quand le décompte suivant une première classification a révélé un total de 33 assemblages, nous avons résisté à l'envie de simplifier encore plus. Vu que le fleuve Saint-Laurent est un écosystème complexe, nous ne voulions pas traduire sa diversité par une dizaine d'assemblages seulement. Surtout qu'avec 10 espèces présentes au moins, un grand nombre de combinaisons sont théoriquement possibles. Plus tard, nous avons finalement révisé notre choix principalement de manière à faciliter la présentation de la carte. Aussi, certains assemblages qui n'étaient représentés que par un nombre limité de surfaces nous portaient à les inclure dans des assemblages similaires.

4.1.2.1. Méthode de réduction des assemblages

Pour réduire les 33 assemblages, nous avons d'abord procédé instinctivement, tout en nous basant sur nos connaissances des plantes et du terrain. En fait, il s'agit principalement de regrouper les assemblages en fonction de la composition spécifique (i.e. regrouper les espèces communes) mais aussi en fonction de la complexité (richesse spécifique) et des affinités des assemblages. Les affinités peuvent être, par exemple, la profondeur à laquelle se retrouve un assemblage donné, sa valeur pouvant être comparée aux autres assemblages en consultant la distribution de fréquences selon la profondeur (voir les sections 3.3.2., 4.4. et 4.5.6.). Bref, cette méthode, qui paraît *a priori* très arbitraire, laisse le champ libre à l'ensemble des connaissances implicites acquises sur le terrain et à celles puisées dans la littérature. Elle s'est avérée comparable à l'analyse de groupement, une technique statistique essayée par la suite.

Pour illustrer cette méthode intuitive, prenons l'exemple des assemblages non simplifiés 9 à 13 (tableau 4.1). Ils contiennent à la fois les espèces Va et Ag et totalisent en moyenne

trois espèces. De plus, ils se retrouvent dans des conditions similaires (zone peu profonde, exposition aux vagues). L'assemblage 14 [Ms-Ag_X_1(Lt,Hd)], bien qu'il ne contienne pas de Va, a aussi été jugé compatible avec les assemblages précédents. Tous les six ont alors été inclus dans l'assemblage simplifié 6 [Va-Ag + autres (Lt,Hd,Pr,Ms)] (voir tableau 4.1). D'autre part, les assemblages les plus communs et les plus étendus (comme Va et Va-Pr) ainsi que ceux qui se distinguent des autres par leur composition spécifique (comme Cd35% et Ni, même si ce dernier n'est présent que sur une seule surface) forment des assemblages simplifiés uniques.

Pour créer l'assemblage simplifié à « faciès riche », plusieurs facteurs ont été considérés. Au niveau de la composition (espèces en présence), les assemblages non simplifiés inclus devaient être de composition semblable à l'assemblage non simplifié 23 (Ec+(Mse/oVa)+2o3(Pr,Hd,Lt,Ag,Cd)), le plus représentatif et le plus diversifié en espèces (richesse spécifique de 4 à 6). Ils devaient donc posséder un noyau Ec+(Mse/oVa). En effet, nous avons constaté que la présence de Ec surtout et de Ms, puis dans une moindre importance de Va, caractérisait ces faciès. Malgré tout, la richesse spécifique des assemblages, qui a servi d'indicateur de la biodiversité, n'a finalement été utilisée que secondairement dans l'attribution du statut de faciès riche. En effet, parmi les quatre assemblages non simplifiés (20 à 23) formant l'assemblage à faciès riche, deux possèdent une richesse spécifique de 3 alors que les assemblages Va-Ag-Pr+1(Ms,Hd) et Va-Ms-Hd+1o2(Pr,Ag) (assemblages 13 et 8) qui possèdent des valeurs respectives de 4 et de 4 à 5, ont été exclus, principalement à cause de l'absence du noyau susmentionné. D'autre part, la profondeur moyenne à laquelle on retrouvait les faciès a aussi été considérée en consultant les histogrammes de la distribution de fréquences selon la profondeur, pour chaque secteur de l'assemblage en question. Nous avons aussi observé si ces faciès se côtoyaient sur la carte des 33 assemblages, et donc s'ils se manifestaient en des lieux communs, bref dans des conditions similaires.

Ainsi donc, les résultats de cette méthode de simplification ont donné 14 assemblages, ce qui correspond à une réduction de plus de 50 % par rapport au nombre d'assemblages non simplifiés (voir tableau 4.1). La carte de la végétation que nous allons présenter plus loin

dans le document (voir section 4.2.) est donc une mosaïque de 1501 surfaces réparties en 14 assemblages simplifiés. Chaque assemblage est composé de une à six espèces. Quantitativement, la surface mouillée du tronçon occupe une superficie totale⁴⁸ de 233 km². La projection de la couverture végétale sur celle-ci représente 19 % de cette superficie totale, soit 43,7 km² (voir aussi tableau 4.3).

4.1.2.2. Limites de la simplification et du système de classification

Le système de classification en assemblages ainsi que sa simplification sont limités à plusieurs égards. D'abord, le système de classification se base exclusivement sur la présence ou l'absence d'espèces. Ceci limite sérieusement la subtilité de l'analyse qu'on pourrait obtenir si l'on tenait compte, par exemple, du pourcentage. À ce moment, on pourrait dire qu'à partir d'une certaine limite, exprimée en pourcentage, le faciès devrait plutôt être classé dans tel ou tel autre assemblage. En fait, en ne tenant pas compte des proportions relatives, nous avons fait abstraction de la notion de continuum qui intervient normalement. Le fait d'avoir considéré le pourcentage de Cd, contrairement aux autres assemblages, constitue en soi un système plus ou moins arbitraire. Tous les regroupements sont donc difficilement comparables aux études phytosociologiques classiques qui utilisent des méthodes floristiques et statistiques pour classer les groupements de végétaux. Néanmoins, il demeure que ce système de classification reste simple et facile à conceptualiser.

En ce qui concerne la simplification, elle n'avait pour but que de rendre la carte plus facile à lire et d'améliorer notre compréhension globale du système. Cependant, les regroupements d'assemblages ont été faits intuitivement. Si l'on avait mis de l'avant la technique statistique d'analyse de groupement, les chiffres auraient pu révéler d'autres liens que ceux que nous avons créés, d'une manière subjective. Mais ces assemblages, simplifiés

⁴⁸ Cette superficie est évaluée lorsque le niveau d'eau se situe à +1,3 m (1,3 m au-dessus du ZC), soit à la ligne de berge.

ou non, sont avant tout des constructions élaborées pour les besoins de la modélisation hydrodynamique bien que les interactions entre les espèces et leur milieu soient la clé de la modélisation future de l'habitat des macrophytes.

4.2. Carte de la végétation aquatique

4.2.1. Carte des assemblages simplifiés

Avant tout, rappelons que durant la campagne de 1997, 334 transects ont été effectués totalisant une longueur de 256,5 km parcourus, avec 5278 fixes pour le repérage. Le nombre de transects effectivement utilisé s'élève cependant à 325⁴⁹ comme on le voit sur la planche 2 en annexe. Une fois l'information de tous les transects convertie en assemblages simplifiés, chaque surface de végétation a été colorée de manière à produire la carte des assemblages simplifiés. Dans ce mémoire, cette carte apparaît en annexe (voir section 7.), subdivisée en huit parties pour faciliter la consultation, de la planche 3 à la planche 10. L'échelle est uniforme et elle est ajustée pour procurer une vue d'ensemble par section. Des agrandissements des îles de Boucherville, des îles de Contrecoeur ainsi que de l'archipel du Lac Saint-Pierre sont présentés successivement de la planche 11 à la planche 13. En consultant globalement la carte (planches 3 à 10), on s'aperçoit que ces trois dernières régions possèdent une part importante de leur surface qui est colonisée par des plantes. Sur tout le tronçon, les espèces les plus abondantes comprennent *Elodea canadensis*, *Heteranthera dubia*, *Myriophyllum* spp., *Potamogeton richardsonii* et *Vallisneria americana*.

Même s'ils n'empêchent pas la lecture des planches 3 à 13, il est possible que des traits noirs verticaux et horizontaux apparaissent à certains endroits sur celles-ci⁵⁰. Ils sont dus à

⁴⁹ Les autres transects ont été écartés à cause des problèmes liés aux données tels que des difficultés d'enregistrement du signal sur le papier d'échosondage ou la perte du signal GPS, entre autres.

⁵⁰ Par exemple, ces traits apparaissent sur la planche 11.

certains problèmes de création de polygones associés à l'utilisation de MapInfo, particulièrement lorsqu'on tente d'exporter des images de MapInfo vers d'autres logiciels de traitement d'images mieux adaptés à l'édition et à l'impression de documents complexes comme les cartes.

4.2.2. Carte en couleurs de grand format disponible

La cartographie du tronçon étudié a été réalisée à une échelle opérationnelle de 1 : 15 000. Cependant, les planches 3 à 10 et 11 à 13 (agrandissements) sont à des échelles plus petites (environ 1 : 37 500 et 1 : 23 260 respectivement) et ne peuvent rendre compte de tout le détail de la classification. Dans le cas contraire, il aurait fallu inclure une carte de plusieurs mètres de long dans ce document. Pour les besoins de consultation de cette information, un disque compact est inséré dans la pochette à la fin du document (voir section 9.) sur lequel on peut trouver la carte en trois formats de fichier différents (MODELEUR, MapInfo et Illustrator). Aussi, d'autres fichiers importants sont inclus sur ce disque. Le tableau suivant (4.2) en indique le contenu.

Le dépositaire des données de la ligne de berge est Environnement Canada / Région du Québec, Service météorologique du Canada, Division Monitoring et Technologies, Section Hydrologie. Il est interdit de reproduire et de diffuser l'information relative à la **ligne de berge** sans avoir demandé et obtenu explicitement la permission du dépositaire susmentionné. En ce qui a trait à l'utilisation et la diffusion de toute autre partie du présent travail de cartographie (surfaces de végétation, courses, fixes, mémoire, etc.), elles ne font l'objet d'aucune restriction dans la mesure où l'auteur de ce mémoire est cité en bonne et due forme (voir page ii).

Tableau 4.2 Contenu du disque compact joint à ce mémoire

Dossiers et noms des fichiers	Type de fichier	Description
MODELEUR		
MAILL0DT.MAI	MODELEUR	Ligne de berge, de Montréal à Trois-Rivières, sous forme d'un maillage de type L2. Reproduction et diffusion interdites sans la permission expresse du dépositaire.
MAILL05E.MAI		Transects, sous forme d'un maillage de type L2.
MAILL00F.MAI		Fixes des transects.
PFROT00X.PRT		Partition de macrophytes avec 1501 sous-domaines (techniquement, il s'agit d'une partition de frottement).
PFROT008.PRT		Cinq secteurs d'analyse, sous forme de partition de frottement.
MapInfo^a		
MTL3RIV	MapInfo Professional®	Ligne de berge, de Montréal à Trois-Rivières. Reproduction et diffusion interdites sans la permission expresse du dépositaire.
COURSE		Transects.
FIX		Fixes des transects.
Global4		Carte de la végétation aquatique submergée. Elle comporte 1501 surfaces dont chacune correspond à un assemblage simplifié parmi les quatorze (à noter que les 14 couleurs des assemblages simplifiés diffèrent de celles présentées sur les planches en annexe). Ce fichier intègre aussi d'autres informations accessibles en interrogeant chaque surface dans MapInfo. On y trouve le numéro du sous-domaine (champ « S_d »), le pourcentage de chaque espèce ^b , s'il y a lieu, suivi de sa hauteur exprimée en millimètres sur le papier d'échosondage (149 mm mesurés sur le papier équivalant à 50 pieds (15,24 m) de hauteur réelle), le numéro d'assemblage simplifié (champ « Ass_simp ») allant de 51 à 64, chiffres qui correspondent aux numéros d'assemblages simplifiés de 1 à 14 du tableau 4.1 mais auxquels on a ajouté 50, le numéro du transect d'où provient l'information, la densité de la couverture végétale (champ « Dens ») et, dans le dernier champ « Ass_n_s », les assemblages non simplifiés (1 à 33) inscrits en toutes lettres. On peut consulter aisément toutes ces données en ouvrant le fichier Global4.MID dans un éditeur de texte ou bien dans un tableur comme Excel.
Autres		
MEMOIR65.DOC	Microsoft® Word	Version électronique de ce mémoire.
Planche_1.ai jusqu'à la Planche_13.ai	Illustrator®	Planches 1 à 13 incluses en annexe de ce mémoire. Ces fichiers sont visualisables également à l'aide du logiciel Acrobat® Reader.

Dossiers et noms des fichiers	Type de fichier	Description
Planche_14.doc	Microsoft® Word	Planche 14 incluse en annexe de ce mémoire.
TRANX.xls	Microsoft® Excel	Liste de correspondance indiquant les transects effectués durant la campagne ainsi que d'autres renseignements (date, noms des fichiers de données, fixes, etc.). Elle est indispensable pour se repérer lorsqu'on consulte les rouleaux (voir section 3.2.2.).
Analyse4_facies.xls	Microsoft® Excel	Les feuilles de calcul de ce fichier contiennent les données projetées sur les transects (voir section 3.3.2.) de même que les histogrammes de la distribution de fréquences selon la profondeur par rapport au ZC pour tous les assemblages non simplifiés (33), et ce, pour l'ensemble des secteurs.
Copyright.doc	Microsoft® Word	Modalités d'utilisation, de reproduction et de diffusion des données contenues sur le disque compact.

^a Chaque fichier MapInfo possède quatre extensions : **.DAT**, **.JD**, **.MAP** et **.TAB**. Les **.MID** et **.MIF** sont des fichiers ASCII.

^b La dernière espèce est « Pc » pour *Potamogeton crispus* L. (le potamot crispé), une espèce identifiée à trois reprises sur le tronçon mais, vu sa sporadicité et le très faible nombre de spécimens observés à chaque reprise, nous avons décidé de comptabiliser cette plante comme s'il s'agissait du potamot de Richardson.

4.2.3. Notes additionnelles au sujet de la carte

La carte des macrophytes obtenue ici résulte d'un traitement des données en plusieurs étapes. À la base, l'information provient des transects sondés. Les papiers d'échosondage, sur lesquels sont notées des observations ponctuelles, servent ensuite à interpréter des signaux en faciès puis en assemblages. L'interpolation entre les transects, qui permet de créer des surfaces de végétation, se base sur l'hypothèse selon laquelle, localement, les plantes sont distribuées en fonction de la profondeur. Elle se fait à l'aide d'une carte des profondeurs qui provient elle-même d'interpolations entre des points de sondage. Sans remettre en cause la validité de cette méthode de cartographie, il faut tout de même rester vigilant face à de tels traitements. En effet, toute simplification d'un phénomène ajoute une part d'erreur risquant de fausser les résultats.

Bien que plusieurs précautions aient été prises pour éviter les erreurs d'observations, des oublis, des espèces non vues ou mal identifiées, des pourcentages, densités, hauteurs et limites mal évalués sont inévitables. Il est ainsi probable de retrouver une surface colonisée par la végétation aquatique dans la réalité alors qu'elle apparaît en blanc sur la carte, ou *vice versa*. Cependant, les résultats sont probablement plus conservateurs et inclusifs par

rapport à la réalité sondée sur le tronçon à ce moment, entre autres parce que l'échosondeur est limité par un dégagement minimum (50 cm) nécessaire pour le passage du bateau et qu'il ne peut tenir compte de la végétation poussant à moindre profondeur, jusqu'à la rive. Mais encore, cette carte de macrophytes constitue une image de la végétation dans l'espace et dans le temps. Elle ne prétend pas démontrer une correspondance parfaite entre son contenu et la réalité. Tout au plus peut-elle s'en approcher. Pour toutes ces considérations, il faudra faire preuve de prudence dans toute utilisation de ces données, en les comparant, par exemple, à l'état actuel des macrophytes dans le tronçon étudié.

4.2.4. Sources d'erreur

Il existe des sources d'erreur qui ont entraîné des aberrations d'interpolation des isosurfaces de profondeur et conséquemment d'interpolation de la végétation. La cause la plus importante est probablement l'insuffisance de points de sondage (voir section 3.2.1.) en zone peu profonde. Puisque le logiciel MODELEUR interpole les isosurfaces de profondeur à partir de la ligne de berge et des points de sondage, il faut s'attendre à une simplification du relief du fond en zone peu profonde s'il n'y a pas de points de sondage à proximité de la berge pour rajuster l'interpolation automatique. Le relief apparaît alors comme une pente uniforme qui relie le lit à la ligne de berge. La constatation de cette erreur s'est faite en observant les portions de transects les plus près de la berge. Sachant que le tirant d'eau du bateau est de 50 cm et que le niveau d'eau du fleuve lors de la campagne se situait entre 56 et 100 cm au-dessus du ZC, il est anormal de constater que le bateau ait navigué en des lieux qui, sur la carte des isosurfaces de profondeur, correspondent à -100 cm par rapport au ZC car théoriquement le bateau aurait échoué bien avant !

L'erreur que cela entraîne sur les isosurfaces de profondeur pourrait se chiffrer à quelques dizaines de centimètres (< 1 m) selon l'endroit et la densité des points de sondage. Ce chiffre semble peu important mais il l'est pour la végétation qui colonise les zones peu profondes car le gradient de profondeur a beaucoup d'impact. C'est au moment de mettre à profit les données numériques contenues dans ces isosurfaces, par exemple en projetant les

profondeurs sur le maillage des transects (voir section 3.3.2.), que les choses se gâtent. Les données, sans être corrompues, restent du domaine de l'approximation acceptable. Sinon, les isosurfaces de profondeur sont suffisamment précises pour procéder à l'interpolation manuelle faite entre les transects. En effet, même si elles ne sont pas toujours justes numériquement, elles servent de guide au traçage et, à moins de discontinuités dans la densité des points de sondage, elles restent fiables.

Une autre source d'erreur pourrait être considérée. C'est le cas de la fixation de la ligne de berge à une valeur uniforme de 1,30 m au-dessus du ZC (voir section 3.2.1.). Bien que fixée au meilleur des connaissances pour assurer la « fermeture » du modèle de terrain topométrique, cette valeur comporte une part d'incertitude.

4.3. Analyse par secteurs

Les rapports, simples ou complexes, de même que les subtilités des relations qui existent entre la présence des assemblages et les facteurs abiotiques sont loin de nous paraître très clairs. Il semble donc plus simple de tenter de les expliquer en analysant le tronçon par secteurs. Par la suite, dans la section suivante (4.4.), on procédera par espèces, c'est-à-dire en décrivant l'habitat de chacune d'elles et en les reliant aux assemblages dans lesquels elles évoluent.

De manière à simplifier, dans un premier temps, l'analyse de cette carte, le tronçon a été divisé en cinq secteurs d'analyse délimités à la planche 2, en annexe.

1. Boucherville
2. Verchères
3. Contrecoeur
4. Lanoraie - chenaux de l'archipel du LSP
5. Début du LSP

Dans cette section, la distribution des assemblages sera commentée dans chacun des secteurs. Les particularités de ces derniers seront aussi discutées dans la mesure où elles influencent la distribution des macrophytes. Par exemple, le tableau suivant (4.3) affiche la

superficie des surfaces plantées de même que la superficie mouillée, par secteurs, et en indique le rapport. En ce qui concerne les distributions de fréquences selon la profondeur obtenues pour tous les secteurs à l'aide de l'outil de projection du MODELEUR (voir section 3.3.2.), une partie des résultats est présentée sous forme d'histogrammes à la section suivante (4.4.) puisqu'elle se rapporte aux espèces.

Tableau 4.3 Approximation des superficies plantées et mouillées par secteurs d'analyse

Secteur	Superficie plantée ^a (km ²)	Nombre de surfaces ^a	Superficie mouillée (km ²)	Rapport S.p./S.m.
1. Boucherville	12,114	432	41,686	29 %
2. Verchères	4,340	247	44,647	10 %
3. Contrecoeur	8,680	249	40,674	21 %
4. Lanoraie - chenaux de l'archipel du LSP	8,027	478	72,731	11 %
5. Début du LSP	10,494	95	33,368	31 %
TOTAL	43,655	1501	233,105	19 %

^a Dû au fait que certaines surfaces de végétation chevauchent la limite entre deux secteurs différents, la superficie plantée et le nombre de surfaces pour chaque secteur ne sont qu'approximatifs.

4.3.1. Boucherville

Ce premier secteur est celui qui possède le plus grand nombre d'assemblages différents de tout le tronçon (28 assemblages non simplifiés sur 33, sauf ceux numérotés 13, 19, 20, 26 et 28), soit suffisamment pour représenter l'ensemble des 14 assemblages simplifiés. Il est aussi le seul à contenir l'unique surface de l'assemblage Ni. Sur les 12,114 km² de superficie plantée de ce secteur, 6,365 km² sont occupés à eux seuls par l'assemblage simplifié numéro 1 (regroupement pur de vallisnerie d'Amérique). Les assemblages

simplifiés de deuxième et de troisième importance sont les 3 et 4 (Va-Pr et Va-Pp + autre (Pr)) avec 1,249 et 1,186 km² de superficie respectivement. La vallisnérie est donc très largement représentée dans ce secteur, tout comme dans l'ensemble du tronçon d'ailleurs. Elle est occasionnellement accompagnée de potamots mais aussi d'autres espèces. En ce qui a trait à l'assemblage à faciès riche (assemblage simplifié numéro 8), avec une superficie de 0,739 km², il représente 6,1 % de la superficie plantée du secteur de Boucherville, soit le taux le plus élevé de tous les secteurs. Viennent ensuite les secteurs 5, 4, 2 et 3 avec comme pourcentages respectifs 5,5 % (0,577 km²), 4,5 % (0,359 km²), 2,6 % (0,112 km²) et 1,4 % (0,125 km²), toujours pour ce même assemblage à faciès riche. D'autre part, rappelons que parmi tous les assemblages du secteur de Boucherville, la totalité des dix espèces identifiées sur le tronçon y sont présentes.

Par rapport à sa superficie mouillée, la superficie plantée du secteur représente 29 %. Ce chiffre est supérieur à la moyenne de 19 % pour tout le tronçon. Ceci place le secteur de Boucherville au second rang après le secteur 5 (début du LSP). La végétation se concentre surtout autour des îles de Boucherville. Face à celles-ci, une portion importante de la rive de l'île de Montréal constitue le port de Montréal. Il s'agit d'une berge artificielle qui ne présente aucune végétation du fait que le fond est dragué profondément et que les berges sont transformées en quais. De plus, dans cette région où transitent beaucoup de marchandises et de navires, les courants y sont trop forts pour que ne s'établisse tout genre de plante. Même les berges naturelles situées près des grandes voies de navigation sont affectées par le sillage des bâtiments. Par exemple, c'est le cas des eaux longeant la berge est de l'île Sainte-Thérèse (voir planche 1 pour sa localisation). Aucune plante ne pousse à cet endroit, le chenal de navigation passant à proximité.

Malgré les perturbations d'origine anthropique (dragage, forte circulation, pollution, etc.), ce secteur possède une couverture végétale importante, les nombreuses îles créant des milieux protégés propices aux plantes aquatiques. Cependant, la « tranquillité » du milieu, qui peut être interprétée comme un faible niveau de vagues et de courant, conditions qui sont aussi favorables à la sédimentation des particules et donc à la disponibilité des nutriments, n'explique pas tout. La lumière disponible, qui, localement, est fonction de la

profondeur, intervient aussi d'une façon très importante. Le substrat, qu'on néglige souvent car l'information à son sujet est grossière ou fragmentaire dans le fleuve, a aussi une importance. Dans le secteur de Boucherville, le dragage du chenal et du port de Montréal a donné lieu à des amoncellements de substrat (dépôts de dragage) dont les effets, positifs ou non, sont inconnus dans cette étude.

4.3.2. Verchères

Ce deuxième secteur contient 24 assemblages non simplifiés sur 33 possibles (tous sauf ceux numérotés 12, 14, 16, 19, 24, 27, 28, 30 et 33). L'assemblage simplifié à Cd (35% et +) + autres (Va, Ec, Ms, Hd, Pr) (i.e. le numéro 9) de même que les numéros 12 et 14 y sont absents (Pr et Ni respectivement). L'assemblage à vallisnérie (numéro 1) domine dans les chenaux principaux du secteur avec ses 2,601 km² sur un total de 4,340 km² de superficie plantée. C'est donc 60 % de la surface plantée du secteur de Verchères qui sont occupés par une seule espèce. Les assemblages simplifiés de deuxième, troisième et quatrième importance sont ceux portant les numéros 6, 3 et 2 et ayant pour superficies respectives 0,396, 0,387 et 0,371 km². Or, ces trois derniers assemblages comportent tous de la vallisnérie dans leur noyau, ce qui confère encore plus d'importance à cette espèce. En ce qui concerne les assemblages plus diversifiés, ils se situent autour des îles de Verchères et dans ses petits chenaux.

Le rapport entre la superficie occupée par la végétation aquatique submergée et la superficie mouillée du secteur est de 10 %. Ce secteur possède donc la couverture relative la moins importante de tout le tronçon étudié. Cette situation s'explique peut-être par le fait que Verchères fait partie de la portion fluviale du Saint-Laurent la plus touchée par l'érosion (Robitaille, 1998), un phénomène qui nuit au développement et à l'établissement des plantes aquatiques.

4.3.3. Contrecœur

On trouve dans ce secteur 24 assemblages non simplifiés sur 33 (tous sauf les numéros 4, 5, 13, 14, 16, 20, 31, 32 et 33). Les assemblages simplifiés qui sont absents sont le 4, le 13 et

le 14. On remarque que le 4 et le 13 contiennent du potamot pectiné, une espèce qui n'a pas été vue dans le secteur de Contrecœur. La vallisnérie, avec ses 5,709 km² d'assemblage numéro 1, surpasse tous les autres secteurs puisque 66 % de toute la superficie plantée de Contrecœur se compose de cette unique espèce. De plus, les assemblages simplifiés de deuxième, troisième, quatrième et cinquième importance sont ceux portant les numéros 3, 5, 2 et 6, ayant comme superficies respectives 0,840, 0,714, 0,541 et 0,425 km² et possédant tous de la vallisnérie.

En regardant les planches 6 et 12, on remarque les grandes populations de Va au nord-ouest des îles de Contrecœur, de chaque côté du chenal de navigation. Cette partie de la carte est par contre beaucoup moins diversifiée que les îles mêmes de Contrecœur, où l'on constate une combinaison d'assemblages plus complexes, probablement parce que cette partie est à l'abri des vents, des vagues et du courant. Plusieurs plantes émergentes contribuent également à cette protection. La dynamique sédimentaire y intervient probablement aussi. En effet, les plus importantes zones de sédimentation du secteur de la zone d'intervention prioritaire 10 - Varennes-Contrecœur⁵¹ se trouvent du côté sud du fleuve dans les îles de Contrecœur (Robitaille, 1998). Plusieurs contaminants se lient par adsorption aux particules en suspension dans l'eau. Ces particules tendent à se déposer au fond dans les secteurs plus calmes, comme dans les herbiers (*ibid*). Les assemblages trouvés dans ce secteur comprennent Cd (35% et +) + autres (Va, Ec, Ms, Hd, Pr) et l'assemblage à faciès riche (assemblage simplifié 8), entre autres. Le rapport entre la superficie occupée par ce dernier assemblage et la superficie plantée du secteur 3 demeure cependant le plus faible du tronçon avec 1,4 % (0,125 km²). Si l'on considérait seulement les îles de Contrecœur comme secteur, les pourcentages des assemblages plus complexes seraient beaucoup plus élevés que les cinq secteurs considérés ici. Ceux-ci sont, somme toute, assez peu diversifiés, sauf dans les rares niches où s'établissent les espèces moins fréquentes.

⁵¹ Cette zone s'étend du nord des îles de Boucherville jusqu'à Tracy, au sud de l'île aux Foins.

Bien que les secteurs 2 et 3 possèdent un nombre identique d'assemblages simplifiés et non simplifiés, dans ce dernier secteur, tout y est amplifié. En effet, du secteur 2 au secteur 3, la superficie plantée double exactement en passant de 4,340 à 8,680 km² tandis que la superficie mouillée diminue légèrement en passant de 44,647 à 40,674 km². La région de Contrecoeur montre donc une couverture relative assez importante (21 %), plus du double de celle de Verchères.

4.3.4. Lanoraie - chenaux de l'archipel du LSP

Ce secteur présente 27 assemblages non simplifiés sur 33 (tous sauf 5, 9, 12, 22, 31 et 33) ainsi que tous les assemblages simplifiés excepté le quatorzième (Ni). Il possède la plus vaste superficie mouillée (environ 73 km²) mais un rapport S.p./S.m. parmi les plus bas (11 %). Relativement peu diversifiée dans le couloir fluvial entre Lanoraie et Sorel-Tracy, la végétation est surtout constituée des trois assemblages simplifiés numérotés 1, 3 et 2 (Va, Va-Pr, Va-Hd + autres (Pr,Ms)) avec comme superficies respectives 4,252, 1,102 et 0,704 km². Ici encore, la vallisnérie d'Amérique domine la superficie plantée du secteur avec plus de 50 % d'assemblage simplifié numéro 1. Toutefois, par la suite, lorsque le fleuve se ramifie en plusieurs petits chenaux, d'autres assemblages plus complexes apparaissent, notamment dans les anses protégées comme celles qu'on retrouve à la Grande Île et à l'île de Grâce (voir planche 1 pour leur localisation). Aussi, parmi les superficies plantées de tous les secteurs, le secteur de Lanoraie – chenaux de l'archipel du LSP possède le pourcentage le plus élevé de l'assemblage simplifié 9 (Cd (35% et +) + autres (Va, Ec, Ms, Hd, Pr)) avec 2,8 % (0,221 km²). En ordre décroissant, viennent ensuite les secteurs 3 et 1 avec 0,9 % (0,077 km²) et 0,4 % (0,047 km²) respectivement, l'assemblage simplifié numéro 9 étant absent des secteurs 2 et 5.

Il faut mentionner ici que la majeure partie des chenaux de l'archipel du Lac Saint-Pierre⁵² ont une morphologie et une composition de fond qui laissent peu de place à une grande diversité. Plusieurs ont une section en forme de U ou de V ainsi qu'un substrat argileux qui, combinés à la circulation locale des embarcations qui érode les berges, limitent l'établissement des plantes aux plus résistantes, dont la vallisnérie fait partie. Souvent, les canaux de l'archipel ne possèdent qu'une très mince bande de végétation le long de leurs rives, 10 mètres ou moins de largeur ou en sont dépourvus complètement. Si présente, la végétation se compose presque exclusivement de vallisnérie. Ce désert aquatique, combiné à l'érosion parfois marquée des rives, a une allure triste. Les régions plus abritées (anses, baies, plaines peu profondes enclavées) laissent par contre s'épanouir plusieurs espèces de macrophytes. C'est le cas lorsqu'on s'approche du LSP où, curieusement, la diversité des assemblages semble corrélée à la présence de grandes surfaces émergentes. Cette constatation est aussi valable pour les îles de Boucherville et de Contrecoeur, qui forment, avec l'extrémité est des îles de l'archipel du LSP, les trois pôles de végétation les plus importants du tronçon.

4.3.5. Début du lac Saint-Pierre

Enfin, ce dernier secteur contient seulement 12 assemblages non simplifiés sur 33, soit ceux numérotés 1, 2, 3, 6, 7, 9, 11, 13, 20, 23, 28 et 30. Les assemblages simplifiés sont au nombre de 8, les absents étant les numéros 4, 7, 9, 10, 13 et 14. Le secteur du début du lac Saint-Pierre est donc faiblement diversifié si on le compare aux autres secteurs. Bien qu'il pourrait théoriquement se retrouver dans l'assemblage non simplifié 20, ce qui n'est pas le cas, le potamot pectiné est absent de ce secteur dû à l'absence des assemblages simplifiés 4 et 13. De son côté, l'absence de l'assemblage simplifié 7 confirme la faible quantité d'élodée retrouvée au début du lac Saint-Pierre. Il en va de même des assemblages à Cd

⁵² Selon la Commission de toponymie du gouvernement du Québec, dans le corps d'un texte on écrira « Le lac Saint-Pierre est... » mais « L'archipel du Lac Saint-Pierre est... ». Dans la seconde phrase, « Lac » fait partie du spécifique alors que « archipel » devient le générique. C'est pourquoi l'un commence par une majuscule et l'autre une minuscule.

(35% et +) + autres (Va, Ec, Ms, Hd, Pr) et à Ni qui sont aussi absents. Sur les 10,494 km² de superficie plantée du secteur 5, les assemblages simplifiés les plus importants, par ordre décroissant, sont les suivants : 1 (4,056 km²), 3 (3,111 km²), 5 (1,214 km²) et 6 (0,911 km²). Avec seulement 39 % de la superficie plantée, l'assemblage simplifié 1 représente le plus faible pourcentage rencontré de vallisnérie en regroupement pur parmi les cinq secteurs. Cependant, les assemblages simplifiés 3, 5 et 6 en contiennent tous, ce qui fait d'elle l'espèce la plus abondante encore une fois, en regroupement pur ou liée à d'autres espèces. La présence dans ce secteur de l'assemblage à faciès riche est plutôt attribuable à une délimitation arbitraire du secteur qui englobe certains herbiers de l'archipel qui se termine. La végétation du début du LSP est similaire au reste du lac, hormis les assemblages diversifiés comme l'assemblage à faciès riche. Avant tout, le LSP est un élargissement du fleuve dont la morphologie du fond est peu complexe. C'est un lac peu profond. Pour l'avoir déjà sondé après la campagne de 1997, nous savons qu'il se caractérise par d'immenses plaines sous-fluviales à la végétation uniforme et peu variée. Bien évidemment, cette richesse spécifique moindre n'enlève rien à la productivité du milieu et à l'aspect bénéfique que représente la vallisnérie, par exemple, vu son importante présence dans le lac, pour plusieurs espèces animales.

Le rapport S.p./S.m. du début du lac Saint-Pierre est le plus élevé de tous les secteurs mais on ne peut rien conclure à ce sujet puisque le reste du lac auquel ce secteur appartient naturellement n'a pas été couvert durant la campagne. Cependant, en consultant la carte des macrophytes submergés du lac Saint-Pierre (Fortin *et al.*, 1993), on constate que le rapport S.p./S.m. du LSP semble dépasser les 50 %, ce qui constitue une couverture végétale énorme !

4.4. Distribution et habitat selon l'espèce

Cette section fait état de notre interprétation de la carte et établit des liens entre nos observations sur le terrain et les renseignements trouvés dans la littérature citée. L'accent est mis sur l'habitat de chacune des espèces en mentionnant les facteurs abiotiques et

biotiques susceptibles d'influencer leur distribution et en parlant des différents assemblages communs à chacune d'elles.

Les histogrammes de la distribution de fréquences selon la profondeur par rapport au ZC nous donnent une idée de la concentration et de la répartition des 33 assemblages de macrophytes le long du gradient de profondeur. Dans chaque histogramme, les barres représentent des classes de profondeur de 0,25 mètre d'étendue dans lesquelles les données sont groupées. Quelques exemples sont montrés ici à titre indicatif (voir figures 4.1 à 4.3 et 4.9). Puisque la distribution de fréquences peut varier d'un secteur à l'autre pour un même assemblage, il est difficile d'inférer quoi que ce soit en comparant les histogrammes entre eux. D'ailleurs, le nombre d'observations (i.e. la fréquence, inscrite en abscisse) n'est pas toujours significatif et la profondeur (en ordonnée), qui dépend du modèle de terrain topométrique (carte des profondeurs), comporte une certaine erreur en zone peu profonde.

4.4.1. *Alisma gramineum*

L'*Alisma* gramineoïde (Ag), tout comme Cd, Lt, Ni et Pp, ne fait pas partie des espèces les plus fréquentes du Saint-Laurent. On le retrouve néanmoins sur de larges plaines sous-fluviales peu profondes où il accompagne la vallisnérie la plupart du temps. En fait, parmi les 76 surfaces de végétation de tout le tronçon (1501 surfaces) contenant du Ag, plus de 70 % de celles-ci (i.e. 54 surfaces) sont incluses dans les assemblages non simplifiés 9 à 13 (voir tableau 4.1). Enfin, on trouve aussi Ag dans les assemblages non simplifiés 8, 14 ainsi que 21 et 23 (faciès riche).

Du large vers la berge, on observe souvent des populations de vallisnérie qui précèdent l'assemblage Va-Ag + autres (Lt,Hd,Pr,Ms). Ag se retrouve donc presque systématiquement aux endroits les moins profonds (voir figure 4.1). Cela tient peut-être au fait qu'il est capable, si le niveau s'abaisse, de produire une forme émergée. Cette adaptation à la fluctuation du niveau d'eau qui expose la plante à la sécheresse pourrait aussi favoriser sa survie. En plus de cette préférence certaine pour les habitats de faible profondeur, Ag démontre une bonne adaptation au stress des vagues. En effet, on le trouve,

en plus des zones plus abritées, dans des endroits atteints par le fetch des vents dominants. Comme l'énergie des vagues se dissipe surtout dans les faibles profondeurs, la plante doit résister au stress engendré par les contraintes de cisaillement.

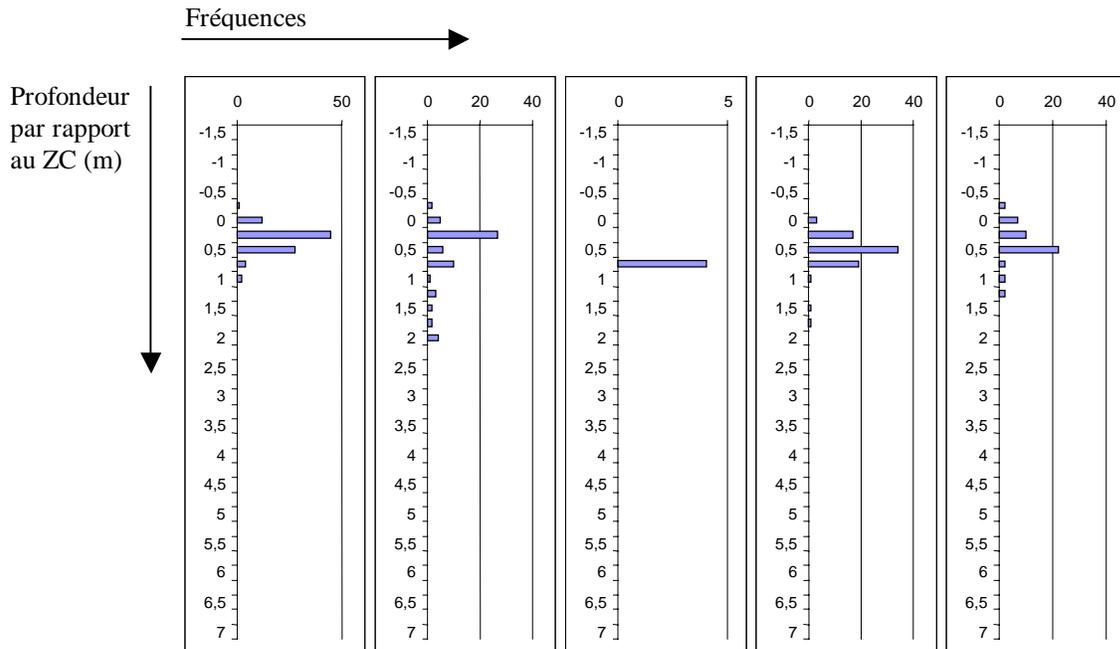


Figure 4.1 Histogrammes de la distribution de fréquences selon la profondeur par rapport au ZC des assemblages non simplifiés 9 à 12 et 14 respectivement (assemblage simplifié Va-Ag + autres (Lt,Hd,Pr,Ms)), secteur 1

4.4.2. *Ceratophyllum demersum*

On retrouve Cd dans trois assemblages non simplifiés: 21 et 23 (tous deux inclus dans l'assemblage à faciès riche) puis dans le 24, un assemblage dédié à cette espèce. En effet, dans ce dernier cas, nous avons décidé de faire un assemblage avec tous les faciès contenant un pourcentage suffisant de Cd, contrevenant ainsi à la définition que nous nous sommes donnée d'un assemblage. Il s'agit du seul assemblage où il a été jugé bon de tenir compte du pourcentage de l'espèce pour la classification car *Ceratophyllum demersum* est une plante peu fréquente sur le tronçon ou plutôt, elle se retrouve là où les conditions conviennent à son établissement. Arbitrairement, il a été décidé que lorsque Cd compte pour plus du tiers (plus précisément 35 % et plus) des espèces, le faciès serait classé dans

cet assemblage, sans égard à la densité et à la hauteur des plantes à ces endroits ni aux proportions des autres espèces possiblement présentes.

La cornifle nageante (Cd) a surtout été identifiée en zone protégée des courants et des vagues, c'est-à-dire dans les chenaux secondaires étroits, dans les anses abritées ou en bordure des îles où l'emprise du vent est limitée. L'absence ou la présence de quelques racines contraint la plante à flotter librement ou à être faiblement ancrée. Dans cet ordre d'idée et d'après la littérature (voir section 2.3.2.), l'habitat de Cd ressemble davantage à un milieu eutrophe, i.e. un milieu enrichi en éléments nutritifs (azote, phosphore, etc.). Justement, les milieux non exposés aux vents, vagues et courants sont susceptibles d'être des zones enrichies en nutriments puisqu'ils sont plus calmes et qu'ils permettent la sédimentation des particules et de divers débris qui s'y accumulent. La seule évidence qui met en lumière la préférence de Cd pour ce genre d'habitat est le fait de l'avoir retrouvée dans les eaux polluées et calmes des canaux de Contrecoeur, où l'on retrouve des aciéries dont les effluents contiennent plusieurs polluants dont le fer, le phosphore, des nitrites/nitrates et des matières en suspension (Ministre des Approvisionnement et Services Canada, 1996 ; Ministère des Travaux publics et services gouvernementaux Canada, 1998). Mais encore une fois, d'autres assemblages étaient présents, ce qui laisse supposer que d'autres espèces s'accommodent et peut-être même recherchent ce genre de conditions, telles que Ec et Ms, entre autres (voir planche 12).

En ce qui a trait à l'allélopathie chez Cd, il faudrait établir des statistiques sur les observations des 26 surfaces de l'assemblage Cd (35% et +) + autres (Va, Ec, Ms, Hd, Pr) pour vérifier si les pourcentages de couverture sont distribués uniformément entre 35 et 100 % ou s'il y a des raisons de croire qu'à partir d'un certain pourcentage, Cd influence négativement la présence d'autres espèces à cause des produits de son métabolisme. Mais peut-être encore la précision de nos estimations du pourcentage de couverture fausserait l'analyse. En ce cas, la façon la plus simple serait de vérifier expérimentalement l'hypothèse en mettant plusieurs espèces en présence de Cd et de suivre leur évolution pour vérifier si ce facteur biotique risque d'éliminer les autres espèces par voie de compétition.

4.4.3. *Elodea canadensis*

L'élodée du Canada est présente dans 10 assemblages sur 33, soit dans les assemblages simplifiés 7 à 9. Seule ou jumelée avec une autre espèce, elle forme l'assemblage simplifié Ec + autres (Va,Hd,Ms,Pr). Avec Ms, elle forme le noyau de l'assemblage à faciès riche. Elle accompagne parfois l'assemblage Cd (35% et +) + autres (Va,Ec,Ms,Hd,Pr). Elle fait donc partie des espèces les plus fréquentes sur le tronçon.

Dans son habitat, l'élodée forme souvent de denses tapis de végétation. Son milieu est souvent riche en sédiments fins et en matière organique, tout comme ceux de Ms et de Cd. Pour ces raisons, il n'est pas étonnant de constater que cette espèce indigène préfère les endroits peu profonds et calmes quoiqu'on la trouve parfois en situation plus exposée (vent et vagues). Elle se retrouve moins souvent en profondeur.

Comme l'élodée est le précurseur de l'assemblage à faciès riche, partout où on la retrouve (assemblages simplifiés 7 à 9) il y a de fortes chances de retrouver des eaux enrichies en substances nutritives. D'ailleurs, il est fréquent de retrouver sur le tronçon ces trois assemblages à proximité les uns des autres, comme s'ils étaient très apparentés, ce qui n'est pas faux.

4.4.4. *Heteranthera dubia*

On retrouve l'hétéranthère litigieuse 15 fois sur 33 pour les assemblages non simplifiés. C'est une espèce fréquemment retrouvée. Elle tolère bien l'exposition aux vagues mais on la trouve aussi souvent en lieu protégé, dans les petits chenaux, en eau calme. L'espèce adopte deux principales formes décrites ci-après.

Premièrement, on remarque qu'elle possède une structure en forme de *colonne* qui atteint parfois la surface en créant une canopée, à près de 2 mètres de profondeur, en situation exposée. Ces observations sont en accord avec celles de Hudon *et al.* (2000). Ces touffes très denses sont disposées de telle sorte qu'elles forment très souvent une bande pure, parallèlement à la ligne de berge, telle une haie qui absorbe une partie de l'énergie des vagues. La bande est située juste avant la forte dénivellation (bris de pente) qui caractérise

la morphologie du fond de certaines parties du fleuve. Sa largeur, qui peut être de l'ordre de 3 mètres ou moins, est si étroite que la résolution de la carte ne saurait en tenir compte. Dans ce cas, comme Hd apparaît souvent simultanément avec Va, le faciès Va-Hd a été créé. Celui-ci se classe au 2^e ou au 3^e rang parmi les assemblages possédant le plus grand nombre de surfaces observées, selon qu'on le considère comme un assemblage simplifié (159 surfaces) ou non simplifié (104 surfaces). Cependant, là où cette bande était suffisamment large, l'assemblage pur 25 de 33 a été créé bien que la simplification l'ait inclus dans le dixième assemblage.

Deuxièmement, l'hétéranthère possède une forme qu'on qualifie de *réduite*. La plante peut mesurer une quarantaine de centimètres, possède le même port que la forme colonnaire décrite précédemment mais ses feuilles ne sont pas charnues. On la retrouve mélangée à d'autres espèces et sa couverture est alors secondaire.

4.4.5. *Lemna trisulca*

De par sa taille, la lenticule trisulquée a peu d'influence sur l'hydrodynamique. Lorsqu'elle est présente, elle ne compte la plupart du temps que pour un très faible pourcentage de la couverture (moyenne inférieure à 15 %) comparativement aux autres espèces de l'assemblage. Puisqu'on ne la retrouve pas en assemblage pur ni en situation de codominance, on la qualifie d'espèce compagne. Combinée aux autres espèces auxquelles elle se confond, elle passe souvent inaperçue si l'on ne prend pas la peine de regarder attentivement le fond. Il se peut donc qu'elle soit mal représentée dans la cartographie.

Cette *Lemnacea* se retrouve dans deux assemblages simplifiés : Va-Ag + autres (Lt,Hd,Pr,Ms) et Faciès Riche [Ec + (Mse/oVa) + autres (Pr,Hd,Ni,Pp,Ag,Cd,Lt)]. Selon nos observations, la lenticule trisulquée se retrouve systématiquement dans les endroits abrités (anses et lieux protégés du courant et où l'eau est tranquille).

4.4.6. *Myriophyllum* spp.

Il est difficile de décrire avec précision ce qui distingue le myriophylle des autres espèces. Vu sa distribution élargie, 14 assemblages non simplifiés sur 33, il semble adapté à plusieurs conditions et est plutôt abondant. Il apparaît surtout en combinaison avec d'autres espèces mais il est parfois retrouvé en assemblage pur. Il est vrai que cette espèce (*M. spicatum*) se propage rapidement dans les herbiers. Il s'agit d'une espèce compétitive et agressive.

Sur le tronçon étudié, Ms a surtout été observé dans les endroits moins profonds. Toutefois, au lac Saint-François, comme il pousse à de grandes profondeurs (à plus de 2 m et cela sur toute la colonne d'eau) dans des endroits relativement calmes, il est plausible d'affirmer que Ms préfère les lieux qui sont protégés des vagues et du courant. Mais comme on le trouve aussi parfois directement exposé aux vagues, le facteur abiotique limitant est probablement la présence du courant qui lui est nuisible, peut-être de par la physiologie fragile de cette plante. Aussi, la préférence de Ms pour ces lieux protégés s'explique peut-être par le fait que ces lieux même sont sujets à une sédimentation plus importante, ce qui convient très bien au myriophylle qui prospère dans un substrat de texture fine de même que dans les eaux enrichies en nutriments qui le stimulent aussi. Durant la caractérisation, il était parfois impossible pour le bateau de se frayer un chemin tellement sa forme de croissance en canopée produit des massifs denses (densité A+).

4.4.7. *Nitella* sp.

Sur tout le tronçon, nous n'avons observé que deux surfaces de végétation où cette espèce est présente. Dans la première surface, cette espèce forme une population (Ni seulement). Elle se trouve dans les îles de Boucherville, entre les îles Dufault et Grosbois (voir planche 1 pour leur localisation). Ce lieu est très abrité et le courant y est presque nul. Au

moment du sondage, ces macroalgues poussaient à une profondeur⁵³ de 3,6 à 4,4 m (voir figure 4.2) dans une eau claire et formaient une sorte de prairie sous-marine. Ces observations sont en parfait accord avec celles recueillies dans la littérature. *Nitella* est un végétal qui, dans le tronçon étudié, occupe les plus grandes profondeurs avec la vallisnérie d'Amérique, toutes proportions gardées, comparativement aux autres espèces. Ni tolère une faible lumière mais requiert une eau limpide pour pousser en profondeur. *Nitella* ne supporte pas le courant.

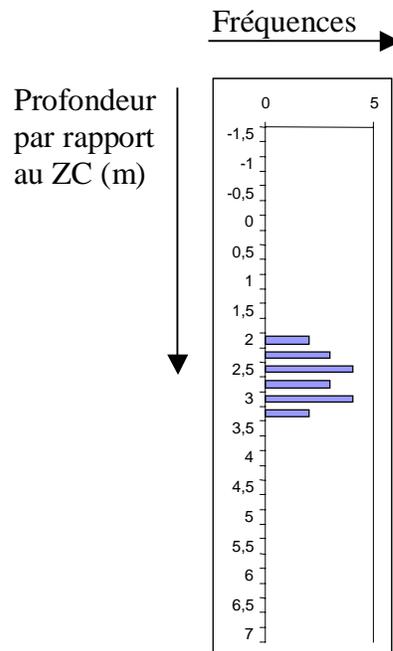


Figure 4.2 Histogramme de la distribution de fréquences selon la profondeur par rapport au ZC de l'assemblage non simplifié 33 (assemblage simplifié Ni), secteur 1

⁵³ Il s'agit ici de la profondeur H (cf. figure 4.4) observée directement sur le papier d'échosondage, c'est-à-dire de l'épaisseur d'eau au moment et à l'endroit où *Nitella* a été vu. La figure 4.2 indique la profondeur **par rapport au ZC** et il faut donc lui ajouter la valeur du niveau d'eau (h(t)), qui se situait aux alentours de 0,67 mètre (valeur obtenue en considérant la distance du lieu sondé par rapport aux stations limnimétriques de Frontenac et de Varennes qui indiquaient des niveaux d'eau de 76 et 62 cm au-dessus du ZC respectivement) au moment et à l'endroit du sondage, pour qu'elle concorde avec les profondeurs de 3,6 à 4,4 m observées sur le papier d'échosondage. La concordance (2,67 à 3,92 m) n'est pas parfaite puisque les valeurs de la figure 4.2 sont issues d'un modèle numérique.

La seconde surface où l'on retrouve aussi *Nitella* est un assemblage à faciès riche (ou plus précisément l'assemblage non simplifié 20) dans lequel cette espèce occupe 20 % de la couverture. Cette surface se trouve au début du lac Saint-Pierre, à l'est de la Grande Île. C'est une vaste prairie uniforme d'une profondeur de 3 mètres.

La présence de cette espèce dans le tronçon a fort probablement été sous-évaluée compte tenu que le signal que cette algue renvoie est court. En effet, on la trouve près du fond qu'elle recouvre d'un tapis de faible hauteur (env. 25 à 45 cm). Si l'on ne porte pas attention aux faibles signaux émis des profondeurs importantes, celles qui sont généralement exemptes de toute végétation, on risque d'omettre de vérifier visuellement par caméra. De la même manière, l'absence de *Chara* sp., une autre macroalgue, est probablement attribuable au fait qu'elle est de petite dimension et que, lorsqu'elle est mélangée à d'autres espèces, on ne la détecte pas, à moins de racler le fond à l'aide d'une gaffe ou d'un râteau, par exemple, ou d'examiner le fond lorsque l'eau est très claire.

4.4.8. *Potamogeton pectinatus*

Potamogeton pectinatus est présent en bordure des chenaux principaux et sur les hauts-fonds où il y a de forts courants (Morin, 2001). Il supporte bien ce facteur abiotique (courant) et semble le rechercher du fait qu'il augmente le taux de photosynthèse. Sa morphologie lui donne toute la flexibilité qu'il faut pour suivre parfaitement les mouvements de l'eau. Sa distribution est plutôt aléatoire et parcellaire (« patchy ») et les substrats sur lesquels on le trouve sont plutôt grossiers (cailloux, roches).

Le potamot pectiné forme des touffes denses qui atteignent parfois la surface de l'eau (canopée) lorsque le courant est faible bien que les courants plus forts inclinent ou même couchent les tiges et les feuilles près du substrat. Nous l'avons souvent observé au sommet de buttes, près de la surface de l'eau mais plus rarement en profondeur. Aussi, les deux assemblages simplifiés 4 et 13 sont surtout retrouvés en milieu exposé (courant, vagues).

Pp a rarement été observé dans les eaux brunes de la rive nord du fleuve. Là encore, on ignore si cela est relié à la préférence de cette espèce pour les eaux riches en nutriments,

voire polluées, et pour la lumière intense, les eaux brunes étant faiblement minéralisées et limitant la pénétration de la lumière (voir section 4.4.11.). À ce sujet, nous avons observé des assemblages Pp + autre (Pr) de 4 à 5 km en aval du point de rejet des égouts de Montréal (émissaire de l'île aux Vaches), sur les pourtours de l'îlet Vert et de l'île Deslauriers (voir planche 1 pour leur localisation). Cette constatation est en accord avec l'affirmation de Marie-Victorin (1964) qui précise l'aptitude de Pp à vivre dans les eaux polluées. Cependant, parmi toutes les surfaces des assemblages Va-Pp + autre (Pr) ainsi que Pp + autre (Pr) identifiées, la très grande majorité apparaissent dans la région de Montréal, du port de Montréal jusqu'au début des îles de Verchères. On ne peut donc pas affirmer que les assemblages de l'îlet Vert et de l'île Deslauriers résultent seulement de l'émissaire de l'île aux Vaches puisque d'autres assemblages du même genre se situent en amont de ce point.

4.4.9. *Potamogeton richardsonii*

Le potamot de Richardson est plutôt abondant puisqu'il se retrouve dans 17 assemblages non simplifiés sur 33. Il se constitue rarement en assemblage pur. Mais il forme, avec Va, l'assemblage Va-Pr qui vient au second rang (en tenant compte des assemblages non simplifiés, sinon l'assemblage simplifié numéro 2 le supplanterait avec ses 159 surfaces bien qu'en termes de superficie il ne puisse le faire) après l'assemblage Va pour le nombre de surfaces qu'il contient (142) et la superficie qu'il occupe (plus de 6 km²). Toutefois, la vallisnérie est presque toujours plus abondante dans l'assemblage car elle occupe en moyenne 75 % de la couverture. Le potamot possède par ailleurs une hauteur moyenne plus élevée que Va et cela se remarque même sur les papiers d'échosondage (voir planche 14, Va-Pr). L'exposition aux vagues et le faible courant lui conviennent mais il vit aussi en situation abritée.

Déjà, avant la fin du mois de septembre, nous retrouvions des spécimens de potamot de Richardson sénescents. Leurs tiges et leurs feuilles commençaient à se détacher et à se décomposer, signes évidents que la sénescence était bien amorcée. Cette espèce semble donc relativement fragile. On dirait qu'une baisse de température semble lui causer

beaucoup de tort. La plante se désagrège et il est fort possible qu'au moment de la campagne on n'ait pu recenser exhaustivement sa distribution vu son déclin déjà enclenché.

4.4.10. *Vallisneria americana*

La vallisnérie américaine possède une grande amplitude écologique. En effet, dans chaque partie de son aire, Va s'étend à plusieurs habitats. Son succès s'explique par ses exigences et ses tolérances qui sont pleinement satisfaites et respectées dans ces divers milieux. Par exemple, Va supporte une faible illumination. On la retrouve aussi bien à de faibles profondeurs dans des eaux claires ou troubles qu'à des profondeurs où la majeure partie des autres espèces ne peuvent survivre. À Boucherville, la gamme de profondeurs va de -0,5 à +6,5 m par rapport au ZC (voir figure 4.3). Pour avoir personnellement observé Va à 5,5 m de profondeur, nous supportons la conclusion de Hudon *et al.* (2000) voulant que Va tolère un large spectre d'intensité lumineuse. Cependant, le fait que sa présence en colonies pures mette un terme à la distribution des plantes aquatiques le long du gradient de profondeur ne signifie pas nécessairement que d'autres espèces ne pourraient pas supporter cette faible illumination. Peut-être ne pourraient-elles pas supporter un degré élevé d'exposition aux vagues (en zone peu profonde) et au courant (en zone profonde) qui caractérise aussi cette espèce. En effet, les longues feuilles rubanées et flexibles de Va lui permettent de résister à l'action des vagues et aux courants. Selon sa distribution sur la carte, on voit qu'elle est très bien adaptée à pareille exposition.

Va est de loin l'espèce la plus fréquemment retrouvée sur le tronçon étudié. Pour l'assemblage Va seulement, la superficie atteint environ 23 km². Ce chiffre signifie que plus de la moitié de la surface totale recouverte de végétation sur le tronçon à l'étude est occupée par un assemblage pur de vallisnérie. Ceci exclut qu'elle est aussi présente dans 18 autres assemblages non simplifiés sur 33 et ce, sur une gamme étendue de profondeurs.

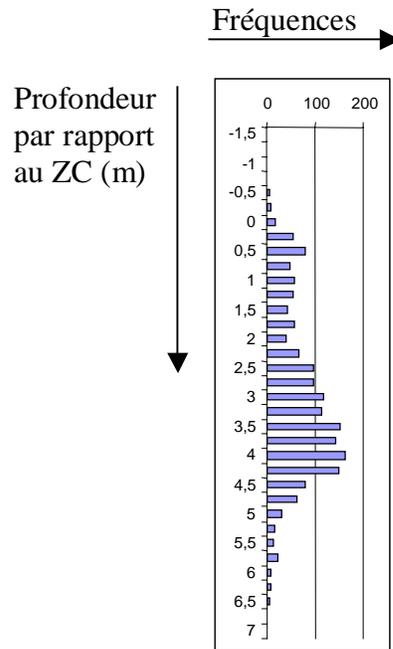


Figure 4.3 Histogramme de la distribution de fréquences selon la profondeur par rapport au ZC de l'assemblage non simplifié 1 (assemblage simplifié Va), secteur 1

4.4.11. Autres considérations

Une multitude d'autres facteurs dont nous n'avons pas tenu compte sont susceptibles d'avoir un impact sur la distribution des macrophytes. C'est le cas des principales⁵⁴ masses d'eau du tronçon étudié. Elles comprennent les eaux vertes en provenance des Grands Lacs et les eaux brunes de la rivière des Outaouais. Celles-ci ont des caractéristiques physico-chimiques distinctes. Par exemple, les eaux brunes de l'Outaouais ont une faible minéralisation ainsi qu'une turbidité élevée (Ministère des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, 1997) qui laisse moins bien passer la lumière que les eaux vertes. Lorsqu'elles se rejoignent, les masses d'eau peuvent s'écouler côte à côte sur des distances considérables avant d'être complètement mélangées (Robitaille, 1998 ; Verrette,

1990). D'ailleurs, le tronçon à l'étude n'est jamais homogène d'un bord à l'autre du fleuve, les eaux d'une partie de la rive nord étant un mélange d'eaux brunes et d'eaux vertes puis les eaux de la contrepartie sud étant vertes, en général. Les caractéristiques physico-chimiques de ces masses d'eau ont un impact certain sur la végétation aquatique puisqu'on a constaté que les plantes établies dans les eaux de mélange de la partie nord du fleuve possèdent une vigueur et une densité moindres que celles vivant dans les eaux vertes. La connaissance de la limite entre les eaux brunes et les eaux vertes, de son évolution dans le temps et des impacts sur la croissance des plantes n'a pas été considérée dans la présente étude mais représente une avenue intéressante.

Toutes les autres formes de pollution d'origine anthropique telles que les engrais azotés et les pesticides, employés largement sur les terres agricoles à proximité du fleuve, sont susceptibles de se retrouver dans les eaux riveraines, par ruissellement par exemple, et de modifier la dynamique de croissance des macrophytes, bien que l'impact de ces sources de pollution diffuse soit difficile à évaluer. De même, les effluents municipaux et les rejets industriels affectent la qualité de l'eau, du moins dans la région immédiate d'émission. C'est le cas de la station d'épuration des eaux usées de la Communauté urbaine de Montréal dont l'émissaire se déverse dans le fleuve à la hauteur de l'île aux Vaches. En 1996, elle rejetait 2,7 millions de mètres cubes d'eau épurée⁵⁵ par jour. En dépit des réductions importantes des charges polluantes dues au traitement physico-chimique, la station déversait quotidiennement 52 tonnes de matières en suspension et plus d'une tonne de phosphore (Robitaille, 1998).

Quant à eux, Kimber et Barko (1994) mentionnent que la circulation maritime, qu'il s'agisse du trafic commercial ou récréatif, a un impact physique sur la végétation à cause des vagues qu'elle génère. Bien qu'un courant et des vagues modérés améliorent la

⁵⁴ La rivière Richelieu est un affluent secondaire du fleuve comparée à la rivière des Outaouais mais possède ses caractéristiques physico-chimiques propres.

⁵⁵ Épurée mais non désinfectée.

productivité des plantes aquatiques, l'énergie des vagues transmise au fond peut être suffisante pour déraciner les plantes, remettre en suspension les sédiments et les transporter. Cette remise en suspension augmente la concentration en nutriments dans la colonne d'eau, ce qui favorise la croissance des algues. La quantité de lumière disponible aux plantes diminue donc conséquemment⁵⁶. La résistance d'une plante aux vagues dépend de sa morphologie et de sa forme de croissance, de la profondeur à laquelle elle pousse, de l'étendue de colonisation et de la densité de la végétation au sein de laquelle elle évolue (*ibid*). Les vagues générées par le trafic commercial peuvent même contribuer à l'érosion des berges par batillage⁵⁷. Nous avons pu l'observer lors de la campagne alors que le recul du rivage causé par l'action érosive des vagues sur le substrat des berges avait mis à nu, en tout ou en partie, le système racinaire d'arbres matures. D'ailleurs, le secteur Varennes-Contrecœur et la partie amont du LSP sont la portion fluviale du Saint-Laurent la plus touchée par l'érosion (Robitaille, 1998). La fréquence, l'amplitude et la durée des vagues affectent directement les espèces végétales. Les risques de dommage à la végétation aquatique pour tout type de trafic sont en fait reliés aux caractéristiques des vaisseaux (dimension, tonnage, vitesse, etc.) et des plans d'eau eux-mêmes (configuration, section mouillée, texture des sédiments, etc.) (Kimber et Barko, 1994).

Hormis les conditions physico-chimiques de l'eau, on ignore précisément l'effet de la température sur le cycle biologique des espèces. La capacité de certaines espèces tels Cd, Ec, Hd, Ni⁵⁸, Ms et Pp à rester dans un état végétatif durant l'hiver (plante intacte) peut leur conférer un avantage. Les plantes sont ainsi déjà installées au printemps. Mais dans quelle mesure restent-elles intactes sous nos latitudes, là où le climat est plus rigoureux que les régions d'où proviennent les études citées ? L'effet du gel et de la sécheresse sur les

⁵⁶ Durant la campagne de terrain, on retrouvait parfois, localement, des eaux turbides. Les vents et les vagues, par leur action sur le substrat, contribuaient à la mise en suspension des particules (notamment l'argile). De grandes plages d'eau prenaient alors une apparence laiteuse qui diminuait sensiblement la lumière disponible au fond.

⁵⁷ Le batillage est le déferlement des vagues de sillage des bateaux (Robitaille, 1998).

⁵⁸ Selon Round (1981), plusieurs charophytes peuvent passer l'hiver sous la glace.

organes pérennants est aussi inconnu. Par exemple, à court terme, une chute du niveau d'eau pendant la période de croissance entraîne un dessèchement de la végétation submergée (Hudon, 1997). Cependant, il y a plusieurs espèces de macrophytes submergés qui ont des formes émergées (Ag, Hd et Ms). Ces plantes peuvent-elles vivre assez longtemps dans des conditions exondées ou ont-elles besoin d'avoir leur système racinaire enfoui dans un substrat saturé d'eau pour survivre ? Les espèces émergentes sont peut-être plus compétitives qu'elles. Ces facteurs et interrogations, dont nous ignorons tout, sont des voies de recherche potentielles pour affiner notre compréhension de l'écologie des espèces.

4.5. Observations au sujet de l'hypothèse

4.5.1. Mise en garde

Avant d'amorcer cette section, il importe d'inviter le lecteur à une certaine prudence quant à l'interprétation des résultats qui y sont présentés. En effet, cette partie du mémoire constitue avant tout une démarche exploratoire, de l'hypothèse posée jusqu'aux aboutissements de celle-ci. En aucun cas les propos avancés dans et sur l'hypothèse ne constituent des conclusions vérifiées. Malgré les problèmes potentiels de nature théorique et méthodologique qu'elle peut comporter, cette partie a le mérite d'avoir débuté le processus de vérification (voir section 1.4.) de l'hypothèse. Ainsi, cette ébauche sur le sujet pourrait s'avérer fort utile pour toute personne tentant de résoudre l'hypothèse soulevée.

4.5.2. Considérations préliminaires

La plupart des assemblages retrouvés sur le tronçon étudié l'ont aussi été au lac Saint-François au cours de la campagne de terrain de 1995 (Morin, 2001). Les sections 2.2.2.2. et 2.2.2.3. résument les facteurs abiotiques de même que les résultats de Morin. Globalement, les facteurs abiotiques sont sensiblement les mêmes au lac Saint-François et dans le tronçon étudié, sauf en ce qui concerne la fluctuation du niveau d'eau qui a lieu dans ce dernier (1,5 m) alors qu'elle est très faible (< 15 cm) au lac Saint-François (Morin, comm. pers.). L'arrivée d'autres affluents (entre autres l'eau brune de la rivière des Outaouais) dans le

tronçon modifie partiellement les conditions chimiques et physiques de l'eau sur la rive nord du fleuve mais les eaux vertes des Grands Lacs dominant tout de même. Aussi, les espèces présentes sont les mêmes au lac Saint-François et dans le tronçon (excepté pour *Lt*, une espèce secondaire dont on a tenu compte dans cette étude mais ignorée au lac Saint-François vue sa rareté). Par contre, au niveau des assemblages, il est clair que l'assemblage à faciès riche demeure unique au tronçon étudié et qu'il n'a pas été rencontré au lac Saint-François (Morin, comm. pers.). Celui-ci contient un mélange de plusieurs espèces distribuées d'une façon complètement incohérente, sans ordre véritable, comme un pêle-mêle d'espèces possédant des affinités différentes. De plus, bien qu'un noyau y soit toujours présent (*Ec*, *Ms* et parfois *Va*), il ne semble pas y avoir de dominance spécifique particulière. Le faciès est relativement abondant et fréquemment retrouvé en eau peu profonde et en situation abritée du vent et des vagues.

Cet assemblage à faciès riche est interprété à prime abord comme le résultat de conditions abiotiques instables reliées à la fluctuation du niveau d'eau. Notre hypothèse veut que ces faciès riches s'établissent dans les zones sujettes à des perturbations par le niveau d'eau fluctuant. Un bas niveau, selon qu'il se produit en saison froide ou non, pourrait causer le gel ou la sécheresse des organes végétaux. Le milieu, en constant rééquilibre (équilibre dynamique), ne permettrait pas l'établissement de plantes pérennes dû à ces stress. *Ec* et *Ms*, deux espèces compétitives reconnues pour leur agressivité, seraient avantagées vis-à-vis les autres espèces, ce qui expliquerait leur assiduité dans ce faciès. D'autres espèces, aussi favorisées par ce milieu à coloniser, s'établiraient. L'assemblage à faciès riche étant déterminé, nous tenterons de vérifier cette l'hypothèse en regardant s'il se situe dans la zone de fluctuation du niveau d'eau.

De grandes quantités de biomasse de macrophytes sont généralement rencontrées dans des endroits abrités du courant, des vents intenses et des vagues (Haslam, 1978). Dans leur étude, Hudon *et al.* (2000) ont trouvé que l'exposition au courant, au vent et aux vagues constituait le facteur premier expliquant la différence entre une petite et une grande biomasse de macrophytes retrouvée dans le fleuve Saint-Laurent. Dans notre étude, les assemblages à faciès riche ont surtout été retrouvés dans des endroits protégés du vent et

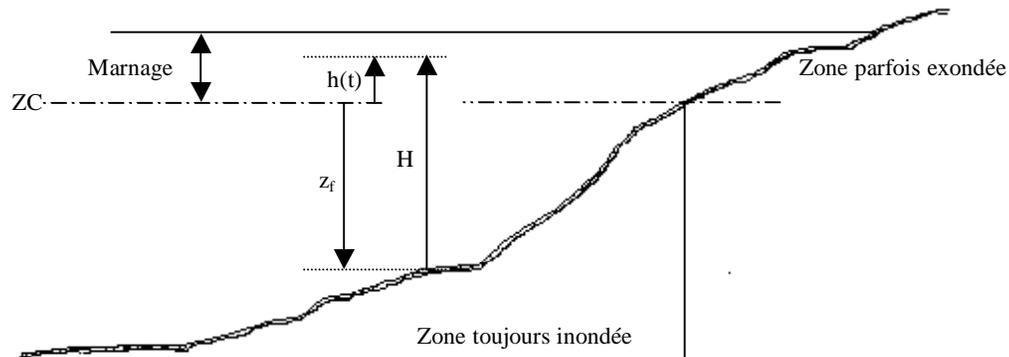
des vagues ainsi que du courant. De plus, les densités observées étaient élevées (A à A+). Pour ces raisons, nous croyons donc, sans vouloir modifier notre hypothèse de départ, que ces milieux abrités et soumis à des fluctuations de niveaux, en plus de favoriser le développement des plantes et l'accumulation de biomasse, offrent des conditions exceptionnelles à l'établissement de plusieurs espèces et profitent ainsi à la richesse spécifique des assemblages présents.

4.5.3. Marnage et méthodes de contrôle de l'hypothèse

Deux méthodes sont apparues évidentes pour s'assurer que les assemblages à faciès riche se situent dans la zone de marnage. La première, la plus simple, semble à prime abord de le faire visuellement en comparant les limites géographiques des assemblages avec celles de la zone de marnage. La seconde méthode, plus complexe, fait appel à la distribution de fréquences selon la profondeur obtenue en faisant l'analyse par secteurs (voir section 3.3.2.) et présentée en partie dans la section précédente (4.4.). Cette distribution de l'assemblage à faciès riche permet simplement de dire si, en moyenne, ces assemblages ont de fortes chances de se trouver dans la zone de marnage. Mais avant d'entreprendre la vérification par ces deux méthodes dans les pages suivantes, il faut d'abord exposer le concept du marnage.

Le marnage est l'amplitude maximale entre les étiages et les crues (voir figure 4.4). Le niveau d'eau ($h(t)$) qui fluctue alors se répercute partout sur le tronçon. Une baisse du niveau expose une partie du substrat de la zone de marnage tandis qu'une hausse inonde celle-ci. Donc, la fluctuation du niveau fait elle-même fluctuer la profondeur, ce qui affecte, par voie de conséquence, la quantité de lumière disponible au fond, les vagues (puisque celles-ci agissent surtout en faible profondeur) ainsi que le courant (car celui-ci est toujours plus faible en zone peu profonde). Mais l'incidence d'une fluctuation d'un mètre, comme dans le cas où un niveau d'eau nul (au ZC) s'abaisse d'un mètre sous le ZC, n'est pas la même pour un point situé à 5 m sous le ZC ($z_f = -5$ m) comparé à un point situé à 0,45 m sous le ZC ($z_f = -0,45$ m). Dans le premier cas, la fluctuation aura peu d'effet sur la

végétation en place. Dans le second, elle risque de la faire mourir puisque la zone sera exondée.



$$H = h(t) - z_f$$

où H est la profondeur, $h(t)$ le niveau d'eau et z_f la cote du fond, et cela, en un lieu donné. $h(t)$ et z_f sont exprimés par rapport au même niveau de référence, soit le ZC.

Figure 4.4 Profondeur, niveau d'eau, cote du fond et marnage

Pour vérifier l'hypothèse, il a donc fallu trouver la *valeur* du marnage et déterminer la *fréquence* selon laquelle se manifestent les fluctuations. En effet, vu que le marnage est cyclique, il faut trouver la période qui pourrait caractériser ce phénomène d'inondation et d'exondation. Autrement dit, les questions posées reviennent à celles-ci : les plantes réagissent-elles à des perturbations du niveau qui s'opèrent à l'intérieur d'un intervalle saisonnier (dans une saison végétative), annuel (sur l'année) ou interannuel (sur plusieurs années) ? Et quelle est l'amplitude moyenne des fluctuations ?

4.5.4. Niveaux d'eau⁵⁹ de 1948 à 1997

La distribution des plantes et de leur biomasse dans le fleuve Saint-Laurent change en fonction des fluctuations du niveau d'eau (Marie-Victorin, 1943 ; Hudon, 1997) lesquelles modifient de façon draconienne la variabilité temporelle et spatiale des facteurs abiotiques locaux (Crowder et Painter, 1991 ; Howard-Williams *et al.*, 1995 ; Geis, 1985). Pour avoir un aperçu dans le temps des fluctuations du niveau d'eau, trois graphiques ont été tracés selon une moyenne journalière, pour les stations limnimétriques de Varennes et de Sorel (voir planche 2 pour leur localisation). Les deux premiers graphiques des niveaux d'eau ont été tracés sur une période de cinquante ans (de 1948 à 1997), un à Sorel (figure 4.5) et l'autre à Varennes (figure 4.6). Normalement, les niveaux enregistrés à Varennes et à Sorel devraient suivre la même tendance. En effet, le zéro des cartes est un niveau de référence ayant une inclinaison par paliers⁶⁰, celle de la surface du fleuve à l'étiage. Les niveaux d'eau mesurés sur différentes parties du fleuve devraient donc être comparables entre eux, en termes de proportions. Cependant, le niveau à Varennes est légèrement inférieur à celui de Sorel, ce qu'illustrent bien les deux courbes des stations limnimétriques de la figure 4.7. Cette dernière figure (4.7), présentant les niveaux d'eau des deux stations de 1994 à 1997, se concentre sur une période antérieure à la campagne de terrain. Cette période, par ses fluctuations, a peut-être influencé la végétation des années ultérieures, notamment la végétation cartographiée ici. Si c'est le cas, on ignore dans quelle mesure elles l'ont influencée.

⁵⁹ Le dépositaire des données de niveaux d'eau est Environnement Canada / Région du Québec, Service météorologique du Canada, Division Monitoring et Technologies, Section Hydrologie. Les données examinées vont du 1^{er} janvier 1948 au 31 décembre 1997.

⁶⁰ Ces paliers sont dits « zones de réduction » par les hydrographes.

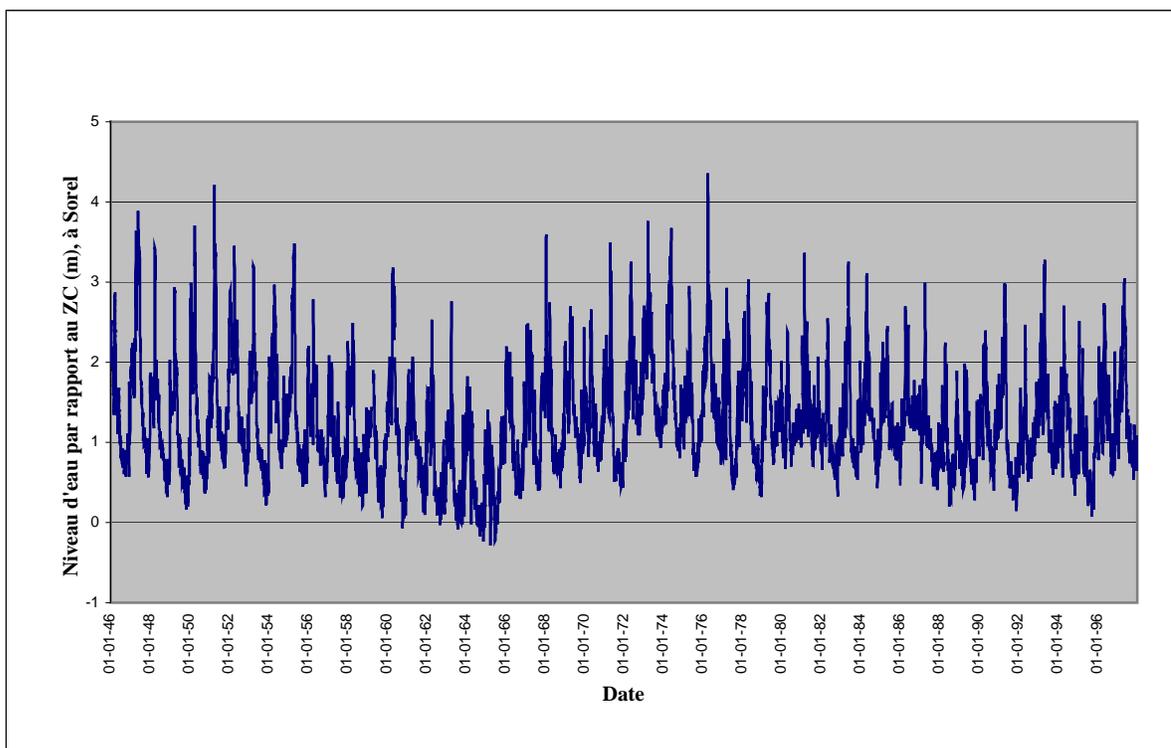


Figure 4.5 Niveau d'eau à Sorel, de 1948 à 1997

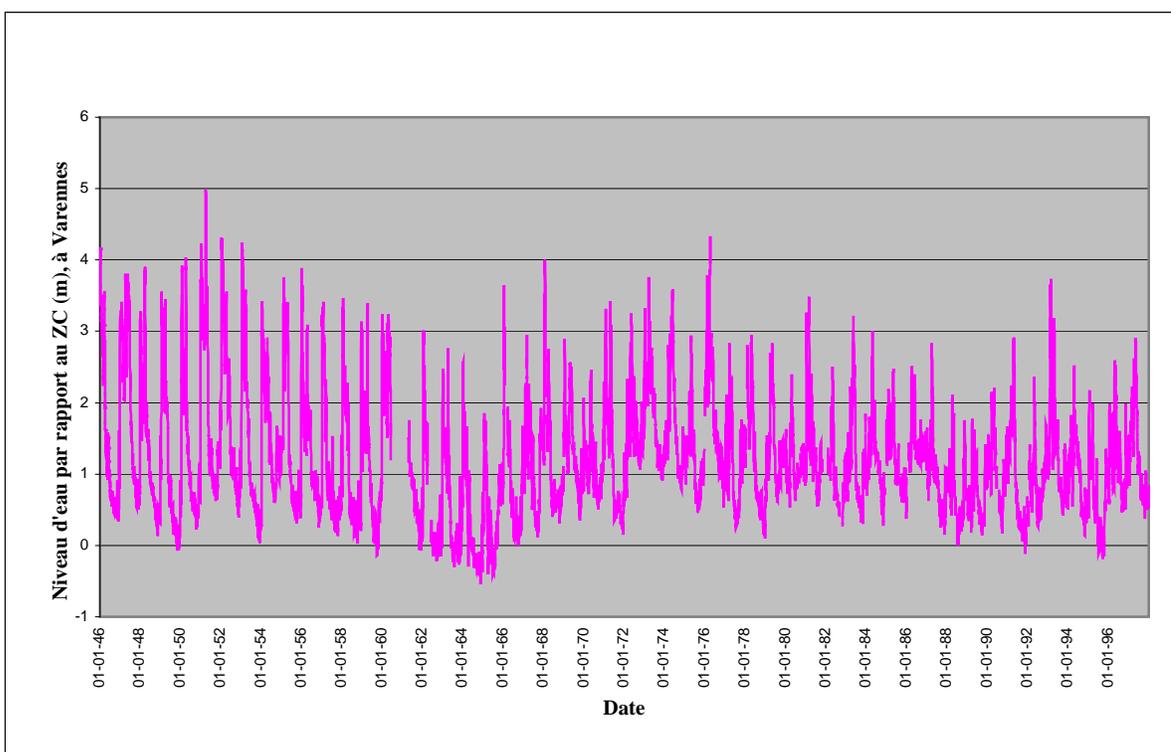


Figure 4.6 Niveau d'eau à Varennes, de 1948 à 1997

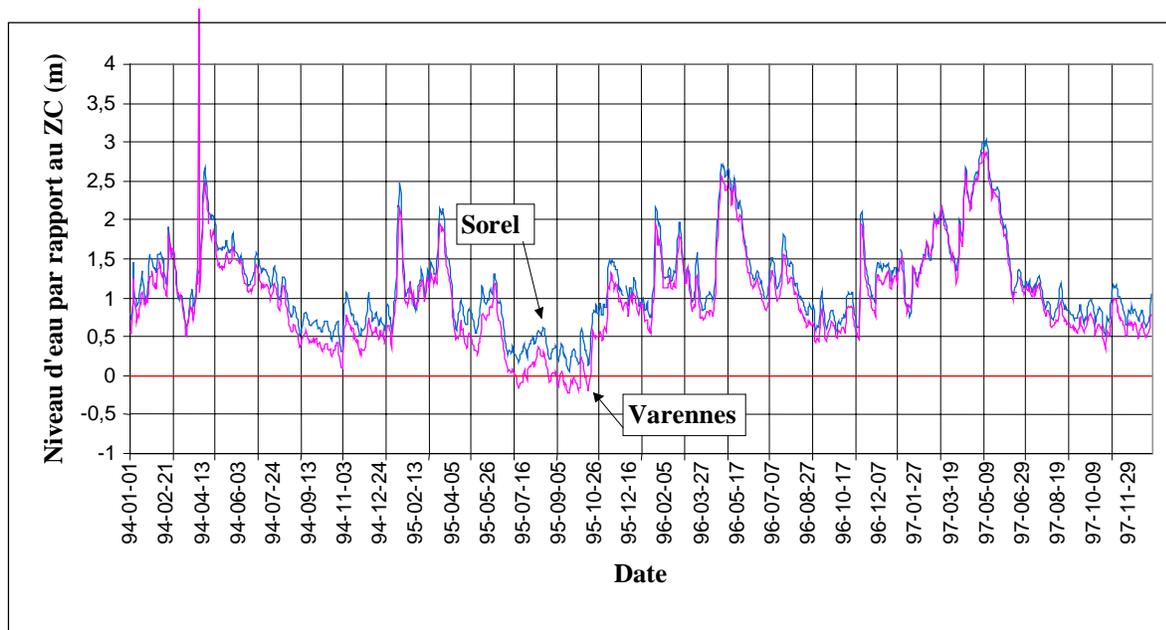


Figure 4.7 Fluctuation du niveau d'eau à Varennes et à Sorel entre janvier 1994 et novembre 1997, par rapport au ZC

Le niveau d'eau fluctue tout au long de l'année sur le tronçon étudié comme le montrent les figures 4.5 à 4.7. D'ailleurs, durant la campagne, qui a duré environ un mois, le niveau d'eau a varié selon le moment et l'endroit où se trouvait le bateau. Approximativement, il est passé de 56 cm, en amont du tronçon, à 100 cm au-dessus du ZC⁶¹, au lac Saint-Pierre. Selon Hudon⁶² (1997), les variations saisonnières des niveaux d'eau dans le Saint-Laurent suivent le modèle classique des climats tempérés selon lequel la crue annuelle dominante est printanière (en avril ou mai) et l'étiage se produit en fin de saison estivale ou à l'automne (septembre à novembre). L'amplitude verticale actuelle des niveaux saisonniers atteint 1,5 m et le niveau d'eau moyen à long terme durant la période de croissance⁶³ des

⁶¹ Pour en arriver à ces chiffres, nous nous sommes basés sur les niveaux horaires enregistrés à trois stations limnimétriques (Varennes, Contrecoeur et Sorel). Selon le secteur où se trouvait le bateau pour une journée donnée, nous avons tenu compte du niveau enregistré à 13h00 à la station la plus proche. Nous avons choisi cette heure car elle se situe au centre d'une journée normale de travail. De plus, sur huit heures, le niveau d'une station pouvait varier de plus ou moins 3 cm environ.

⁶² Les résultats proviennent de la moyenne mensuelle des niveaux d'eau à la station de jaugeage de Sorel, de 1912 à 1994.

⁶³ Entre avril et la fin de septembre.

plantes est de 1,3 m au-dessus du zéro des cartes (ZC). Cependant, la moyenne annuelle et les valeurs extrêmes n'ont que peu d'importance écologique sur les plantes aquatiques à moins qu'elles n'aient lieu durant la période de croissance des plantes, ce qui est généralement le cas (*ibid*).

Voici quelques renseignements tirés des données de niveaux d'eau s'étalant de 1948 à 1997, à la station limnimétrique de Sorel. Depuis la campagne de 1997, la dernière fois que les niveaux ont chuté sous le ZC remonte aux années 1960 et 1962 à 1965. Durant ces cinq années, il y eut 101 journées réparties en 22 épisodes d'une durée de 1 à 11 jours, où le niveau est passé sous cette limite. Le niveau minimum atteint se situait à 0,285 m sous le ZC. De 1948 à 1959, aucune donnée journalière n'indique l'atteinte d'un niveau égal ou inférieur au ZC. Ainsi, sur une période d'observation de cinquante ans, ces 101 journées sous le ZC représentent moins de 1 % du temps⁶⁴. Après les années 1960 à 1965, d'autres observations, toujours pour Sorel, sont dignes de mention même si les niveaux n'ont pas franchi à la baisse le cap du ZC. En 1988, 1991 et 1995, le niveau a atteint des valeurs qui sont susceptibles d'exonder des fonds dont la cote est comprise entre 0 et 0,30 m au-dessus du ZC (voir tableau 4.4). Les épisodes en question possèdent une durée de 2 à 13 jours et se sont manifestés surtout durant la saison végétative des plantes. À ce stade, il apparaît essentiel de souligner que les renseignements tirés des données de niveaux d'eau s'étalant de 1948 à 1997, à la station limnimétrique de Sorel, sont avant tout des valeurs ponctuelles. Ces épisodes de bas niveaux d'eau enregistrés ne peuvent pas rendre compte de tout le phénomène des fluctuations du niveau d'eau et de leur influence probable sur la végétation. Dans le cadre de la démarche exploratoire adoptée, il a été convenu d'observer uniquement les valeurs extrêmes pour débiter le processus de vérification de l'hypothèse.

⁶⁴ Ces chiffres sont en accord avec la définition du ZC qui veut que ce soit un niveau de basses eaux historiques, donc assez rarement atteint. En effet, comme le mentionne Forrester (1983), le premier critère définissant le zéro des cartes est que celui-ci devrait être si bas que le niveau de l'eau ne tombera pratiquement jamais au-dessous, ceci afin de favoriser la sécurité de la navigation.

Néanmoins, l'impact de ces épisodes de bas niveaux d'eau sur la distribution des macrophytes est un aspect important à considérer. En effet, une baisse du niveau d'eau peut exposer les macrophytes à des conditions extrêmes tels la sécheresse et le gel et causer leur perte. Même les années antérieures sont à considérer puisqu'une exposition mortelle peut avoir des répercussions sur les années à venir. Le problème est qu'on ignore dans quelle mesure et à quel rythme les macrophytes peuvent coloniser à nouveau ces surfaces sans qu'il ne subsiste de séquelles apparentes. Selon notre hypothèse, les bas niveaux de 1988 à 1995 pourraient être responsables de l'assemblage à faciès riche identifié en 1997. La période pourrait donc être de 2 à 9 ans. Mais, dans ces deux dernières phrases, il n'est question que d'un futur hypothétique. Beaucoup de travail reste à faire avant d'atteindre ce niveau de certitude.

Dans le même ordre d'idées, après une courte période de sécheresse sur le fleuve en 1995, Hudon (1997) a remarqué l'année suivante que la distribution et l'abondance des émergentes n'ont pas été affectées mais que l'abondance de Va en eau peu profonde avait diminué alors que celle de la forme submergée de Ag avait augmenté. L'abondance de Ec et de Ms n'avait pas changé, ce qui suggère que, selon les taxons, les réponses ou la tolérance à la sécheresse peuvent être très différentes. En ce qui concerne les changements à long terme du niveau d'eau, il semble que sur une période de 10 ans où il y a récurrence de bas niveaux durant l'été, il y ait un déplacement des émergentes le long de la pente, vers les eaux retirées. Inversement, une période prolongée où il y a récurrence de hauts niveaux d'eau durant la période estivale éliminera probablement les émergentes se trouvant à plus d'un mètre de profondeur et déplacera leur distribution vers le haut de la plaine d'inondation (*ibid*). En ce qui concerne la présente étude, il est imprudent d'essayer de tirer des conclusions quant à la période et à l'effet de ces fluctuations. D'autres études spécialisées échelonnées dans le temps s'imposent donc.

Tableau 4.4 Épisodes de bas niveaux à Sorel de 1988 à 1997

Période	Nombre de jours	Écart du niveau d'eau par rapport au ZC (m)
88-06-21 à 88-06-26	6	0,265 à 0,195
88-07-23 à 88-07-25	3	0,265 à 0,275
91-09-19 à 91-09-20	2	0,285 à 0,275
91-11-15 à 91-11-21	7	0,145 à 0,285
95-07-07 à 95-07-12	6	0,205 à 0,275
95-07-22 à 95-07-23	2	0,255 à 0,265
95-08-22 à 95-08-24	3	0,245 à 0,265
95-09-04 à 95-09-06	3	0,225 à 0,265
95-09-13 à 95-09-25	13	0,075 à 0,295
95-09-30 à 95-10-05	6	0,185 à 0,285
95-10-16 à 95-10-20	5	0,155 à 0,245

Tel que mentionné auparavant, la figure 4.7 présente l'évolution journalière du niveau d'eau du début de l'année 1994 à la fin de 1997 pour les stations limnimétriques de Varennes et de Sorel. Les données, exprimées en mètres dans le système de référence

IGLD 1985⁶⁵, ont été rapportées au système de référence du zéro des cartes. À la mi-janvier de 1995, on constate un niveau à 35 cm au-dessus du ZC à Varennes. À notre avis, ce niveau pourrait être suffisamment bas pour causer des dommages par le gel aux parties exondées de la zone de marnage ainsi qu'aux endroits où la colonne d'eau est la plus mince⁶⁶, soit plus près des berges, et ce, bien que Hudon (1997) ne semble pas porter une attention spéciale à ce genre d'événement extrême. Il est vrai cependant que la fréquence et la durée de ces événements extrêmes, de même que leur intensité (basse température en hiver et haute température en été) ont chacune leur impact sur la végétation. Par contre, il est difficile d'évaluer le tort que chacune d'elles cause à la végétation ni leurs effets synergiques sur la survie des plantes aquatiques. Par ailleurs, une autre période sur la figure 4.7 est digne de mention. On observe dès le mois de juillet 1995 jusqu'à la fin octobre une baisse du niveau jusqu'à 22 cm sous le zéro des cartes à Varennes. Les dommages (mort par sécheresse) causés par ces conditions extrêmes écartent les macrophytes ayant besoin de stabilité pour s'installer. Les espèces colonisant rapidement une surface et étant plus agressives du point de vue de la compétitivité ont une longueur d'avance sur les autres, ce qui est le cas de Ms et Ec qui colonisent ces surfaces.

4.5.5. Vérification visuelle

La vérification visuelle consiste, telle que mentionnée plus haut, à corroborer que les limites des assemblages à faciès riche se retrouvent dans la zone de marnage. Les zones qui risquent d'être exondées sont bien sûr celles dont la profondeur va du zéro des cartes jusqu'à la limite supérieure de la zone de marnage, soit 1,3 m au-dessus du ZC, environ (ligne de berge). En fait, moins la plante est profonde (i.e. plus elle est proche de la ligne de berge), plus les risques d'exondation sont grands, le niveau d'eau s'abaissant d'autant plus rarement à l'approche du ZC. Plus précisément, la méthode consiste à faire afficher à

⁶⁵ International Great Lakes Datum 1985.

⁶⁶ Le gel débute à une profondeur nulle (surface de l'eau) et se propage dans la colonne d'eau en fonction de la température.

la fois les isosurfaces de profondeur soumises aux fluctuations ainsi que les assemblages à faciès riche sous forme d'un grillage permettant, par transparence, de vérifier la concordance des limites. Comme nous pressentions que toutes les zones fluctuantes n'allaient pas être entièrement colonisées par l'assemblage à faciès riche, nous avons cru bon tenir compte de l'exposition dans notre interprétation de ces superpositions de surfaces. Pour être valides, les assemblages doivent donc occuper des endroits protégés du courant, du vent et des vagues (généralement, les vents et le courant vont du sud-ouest au nord-est). Si des assemblages autres qu'à faciès riche colonisent la surface soumise au cycle d'inondation/exondation et se situent en zone protégée des vagues, du vent et du courant, alors il faudra remettre en question l'hypothèse posée. De même si l'on retrouve des assemblages à faciès riche dans des zones exposées et non soumises aux fluctuations du niveau d'eau (zone de marnage).

La figure 4.8 montre les zones d'assemblage à faciès riche de l'île Verte, près des îles de Boucherville, ainsi que les surfaces qui, lorsque le niveau d'eau passe de -0,25 à +0,25 et de +0,25 à +0,75 m par rapport au ZC, sont exondées. Comme il n'est pas possible de présenter à nouveau toute la carte à grande échelle, la figure 4.8 comporte une partie représentative (l'île Verte) de ce que l'on a observé ailleurs sur le tronçon. Aussi, pour éviter de surcharger la figure, les autres assemblages n'ont pas été représentés.

La figure 4.8 démontre que l'assemblage à faciès riche ne se superpose pas parfaitement à la zone fluctuante, où le marnage vaut 1,3 mètre (-1,3 à 0). Le grillage (i.e. l'assemblage à faciès riche) débute parfois au ZC pour atteindre des régions plus profondes. Il occupe souvent l'isosurface +0,25 à +0,75 m, c'est-à-dire une profondeur sous le ZC, carrément hors de la zone de marnage, en un lieu toujours inondé. Pire encore, il atteint assez souvent des profondeurs plus grandes. De plus, il est parfois exposé directement aux vents dominants du sud-ouest et donc aux vagues. D'autres assemblages (non montrés sur la figure) tels que l'assemblage simplifié 6 (Va-Ag + autres (Lt,Hd,Pr,Ms)) apparaissent à la profondeur du ZC jusqu'à des profondeurs plus grandes, mais sont plutôt en situation exposée. En somme, le fait que les limites géographiques de l'assemblage à faciès riche ne correspondent pas exactement à celles de la zone de fluctuation, en tout ou en partie, et que

d'autres assemblages y soient présents nous porte à rejeter l'hypothèse. Cependant, il existe une certaine erreur dans la carte de la végétation puisque l'interpolation entre les transects est issue de la carte des profondeurs, elle-même interpolée à partir de données de sondage, souvent manquantes en zone peu profonde. La quantification de l'habitat par la distribution de fréquences selon la profondeur est une autre façon de valider ce résultat préliminaire.

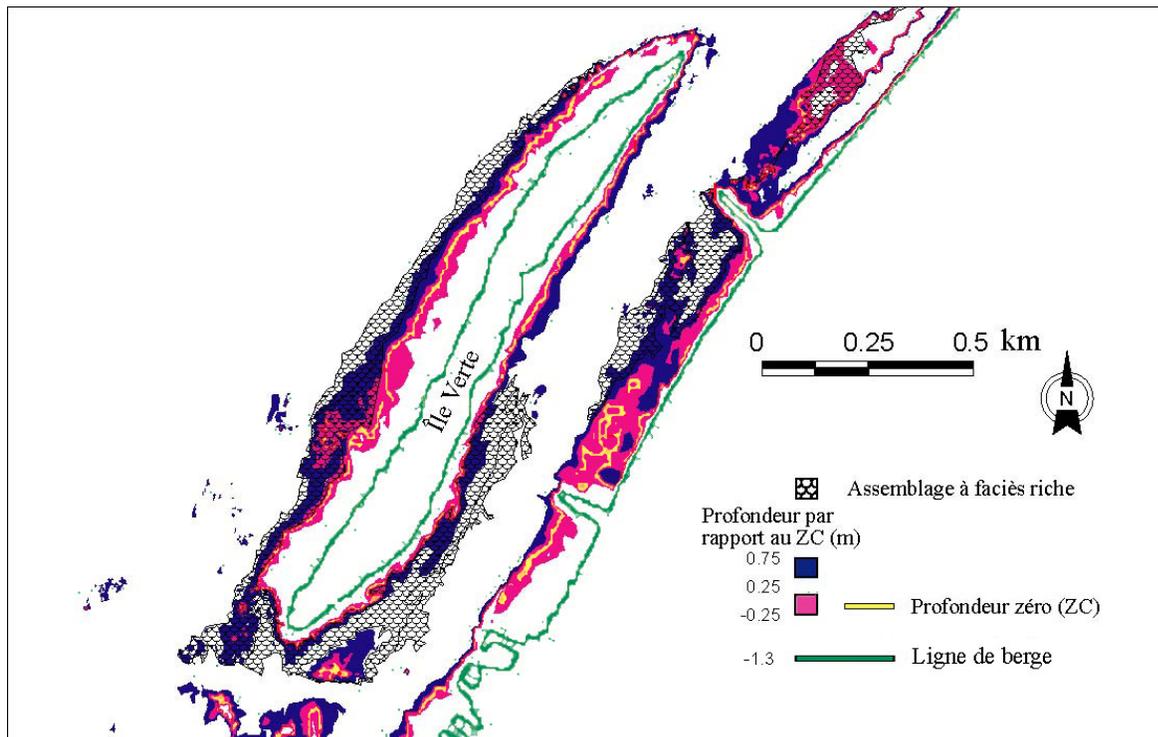


Figure 4.8 Vérification visuelle de l'hypothèse par concordance des surfaces

4.5.6. Distribution de fréquences selon la profondeur

Dans le MODELEUR (voir section 3.3.2.), la projection des profondeurs par rapport au zéro des cartes sur la course précise du bateau a permis de tracer les histogrammes de la distribution de fréquences selon la profondeur pour les 33 assemblages, dans chacun des secteurs. Les histogrammes de l'assemblage à faciès riche sont tracés à la figure suivante (figure 4.9). Ceux-ci démontrent clairement que l'assemblage en question est surtout fréquent à des profondeurs se situant sous le ZC. La majorité des lieux où il est présent

sont trop profonds pour que les bas niveaux d'eau ne les atteignent et, par conséquent, ils ne sont pratiquement jamais exondés. C'est le cas entre autres du secteur 5, où la distribution de fréquences est restreinte à deux classes de profondeur situées entre 1,5 et 1,75 mètre sous le ZC. Dans les secteurs 1 à 4, seulement une faible part des classes de profondeur occupe un intervalle de profondeur allant de zéro à moins d'un mètre au-dessus du ZC, la majorité se situant en dessous. Enfin, comme les histogrammes de la figure 4.9 sont issus de la carte des profondeurs projetées sur les transects, une certaine incertitude demeure.

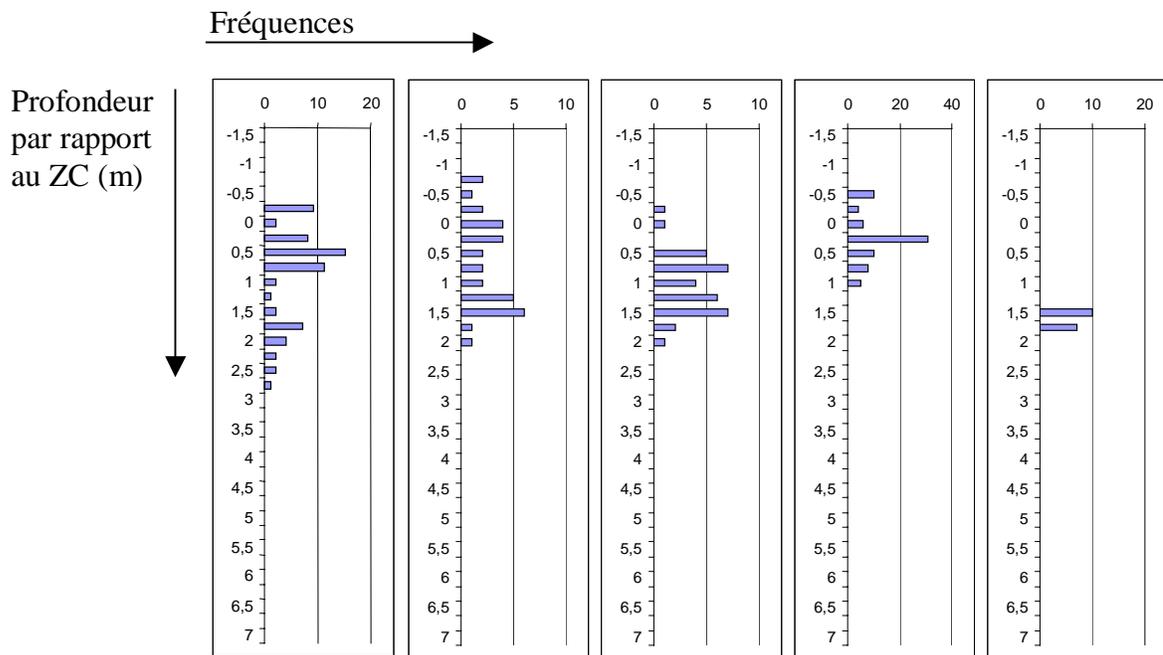


Figure 4.9 Histogrammes de la distribution de fréquences selon la profondeur par rapport au ZC de l'assemblage non simplifié 23 (assemblage simplifié à Faciès Riche [Ec + (Mse/oVa) + autres (Pr,Hd,Ni,Pp,Ag,Cd,Lt)]), secteurs 1 à 5 respectivement

4.5.7. Contrôle de l'hypothèse

Le troisième objectif (voir section 1.4.) était d'amorcer le processus de vérification d'une hypothèse posée au cours de la campagne voulant qu'il existe une relation privilégiée entre la distribution de l'assemblage à faciès riche et la fluctuation du niveau d'eau, dans la foulée d'une comparaison des assemblages observés au lac Saint-François, où le niveau est

stabilisé et le système est près de l'équilibre, avec ceux observés sur le tronçon Montréal-Sorel, où le niveau fluctue et le système est instable et dynamique. En fait, nous allons nous contenter d'exposer nos observations sans pour autant trancher sur cette question qui, comme nous le verrons, nécessiterait des études plus approfondies.

Les surfaces soumises à la fluctuation du niveau d'eau et ayant de fortes chances d'être exondées sont bien sûr celles situées dans la zone de marnage, une zone dont la profondeur par rapport au ZC va de 0 à -1,3 m. En regardant la distribution de fréquences selon la profondeur de l'assemblage à faciès riche (figure 4.9), il ressort que la majeure partie de l'habitat ne se trouve pas dans la zone de marnage. À ce sujet, la figure 4.8 démontre visuellement qu'il n'y a pas de concordance particulièrement frappante entre les surfaces de la zone fluctuante et celles occupées par l'assemblage à faciès riche. De plus, ce dernier assemblage est parfois exposé aux vents et aux vagues. Ainsi, les fluctuations du niveau d'eau et les zones abritées des vents, des vagues et du courant et situées en eau peu profonde (zone de marnage) ne semblent pas exclusives à l'assemblage à faciès riche. Elles ne semblent pas non plus assurer aux assemblages une richesse spécifique élevée.

4.5.8. Explications possibles

Hill & Keddy (1992), en utilisant des données de la végétation riveraine des lacs de la Nouvelle-Écosse, ont démontré que l'amplitude de la fluctuation du niveau d'eau est le meilleur indicateur de la biodiversité végétale sur les rives. Étant donné le peu de succès obtenu avec cette hypothèse dans la présente étude s'étendant sur une seule saison de végétation, on peut se demander si leur hypothèse ne serait pas plus valable dans la mesure où on la considère sur une longue période de temps. Ou bien, dans notre étude, peut-être avons-nous été tentés par l'idée d'expliquer la diversité constatée à l'aide des fluctuations du niveau d'eau, et ce, dans un seul et même assemblage. En acceptant cette simplification, nous avons peut-être fait fausse route. La fluctuation du niveau d'eau, le besoin d'être exondé (faible profondeur) et la situation abritée n'expliquent peut-être pas à eux seuls la manifestation de l'assemblage à faciès riche. D'autres facteurs peuvent être impliqués. D'autre part, le modèle numérique de terrain a pu causer plusieurs erreurs dans les résultats

obtenus à cause de la mauvaise définition de la carte des profondeurs en zone peu profonde causée par l'insuffisance de points de sondage. Ainsi, puisque la carte des profondeurs a servi à interpoler la végétation entre les transects, la carte de la végétation a pu en être affectée. De même, les données de profondeurs projetées sur le maillage destination (course précise du bateau) ont pu corrompre les histogrammes de la distribution de fréquences selon la profondeur. Aussi, le contrôle de l'hypothèse par des moyens visuels, en comparant la surface soumise aux fluctuations du niveau à celle occupée par l'assemblage, a possiblement été biaisé. Quoi qu'on dise, le degré de fiabilité du modèle reste mal connu.

D'autre part, le système de classification utilisé était plutôt élémentaire puisqu'il ne tenait compte que de la présence des espèces. Il aurait été intéressant de prendre en compte les pourcentages, bien qu'en regardant la liste des données des 1501 surfaces, on constate que, pour un assemblage donné, des pourcentages similaires apparaissent fréquemment et que la classification actuelle est tout de même sensée. Le dilemme qu'on voulait éviter alors était de déterminer à partir de quel pourcentage une espèce devient suffisamment importante (ou négligeable) pour modifier les caractéristiques du regroupement et nécessiter un reclassement dans un autre assemblage existant ou créé expressément. En ce sens, aucune classification n'est parfaite. Toutes tendent vers la meilleure représentation de la réalité et de ce que l'on considère comme étant la vérité.

Également, la réduction des assemblages, et entre autres de l'assemblage à faciès riche, a eu pour conséquence d'abaisser le degré de raffinement de l'étude et la subtilité entre les 33 assemblages. Une fois regroupé, nous avons constaté que l'assemblage à faciès riche était moins circonscrit qu'auparavant et que si l'on avait tenu compte, par exemple, du pourcentage des espèces, l'assemblage résultant aurait été plus consistant avec notre conception de celui-ci. C'est le cas de l'assemblage non simplifié numéro 20 qui a été inclus dans l'assemblage à faciès riche. Étant donné qu'il ne contient pas de Ms, une espèce représentant la demie du noyau Ec-Ms, seuls les faciès possédant un faible pourcentage de Va auraient dû pouvoir être inclus dans l'assemblage à faciès riche. Comme l'assemblage 20 possède en moyenne tout près de 60 % de Va et un peu plus de

20 % de Ec, il s'apparente davantage à un peuplement pur de vallisnérie, qui supporte bien l'exposition aux vents et aux vagues, qu'à un faciès riche. La prise en compte du pourcentage aurait permis de conserver l'essentiel des caractéristiques des assemblages même une fois simplifiés.

En ce qui a trait aux autres facteurs pouvant expliquer la présence des assemblages, nous ne pouvons qu'émettre des hypothèses. En effet, la connaissance de l'écologie des espèces et de leur phénologie est souvent partielle et fragmentée. Les facteurs abiotiques et biotiques qui créent l'habitat sont connus mais leurs interactions complexifient leur compréhension. La lumière, les vagues, le courant, le substrat, la disponibilité des nutriments ainsi que la fluctuation du niveau d'eau devraient être étudiés plus à fond de manière à ce que leurs influences sur la végétation soient mieux comprises.

4.5.9. Perspectives

En premier lieu, l'exploration de nouvelles voies de recherche semble la meilleure façon de comprendre la relation entre les facteurs abiotiques et le milieu. En effet, des études plus approfondies demeurent nécessaires pour bien comprendre la dynamique du tronçon. Par exemple, l'émission d'une hypothèse alternative voulant que les assemblages à faciès riche soient ceux soumis à des conditions biophysiques stables, favorisant la coexistence de plusieurs espèces ayant des niches écologiques restreintes, pourrait être possible. D'autre part, il serait intéressant de faire un suivi à long terme de ces assemblages et de leur milieu pour voir comment ils interagissent. Cette première campagne ne permet pas de tirer des conclusions certaines sur le pourquoi de ces assemblages, en particulier pour l'assemblage à faciès riche. Il ne faut pas oublier que, dans cette étude, la compréhension de la distribution des assemblages est avant tout une démarche exploratoire. Cependant, l'analyse des données recueillies pourra servir d'assise à l'étude ultérieure de ce milieu.

À la lumière de ce qui précède, les nouvelles voies de recherche sont nombreuses. Par exemple, on ignore l'effet exact du gel sur les plantes aquatiques, ni à quelle profondeur il pénètre dans le substrat, ni les conséquences sur les espèces sous nos latitudes. En ce sens,

vu le faible courant des zones riveraines et protégées, il est possible que la glace prenne plus facilement à ces endroits. Aussi, l'effet de l'exondation et de sa durée sur la survie des espèces est peu documenté. Et qu'en est-il du processus de glaciellisation qui pourrait être responsable de la dispersion d'espèces ? Il s'explique par la pénétration du gel jusqu'au substrat, la solidarisation du couvert de glace avec le substrat et, lors de la hausse du niveau d'eau accompagnant la fonte printanière, par l'entraînement de parcelles de substrat liées aux glaces flottantes (le glaciol). Ces couches superficielles de substrat qui sont transportées finissent par couler, avec les organes de pérenniation pouvant s'y trouver, à mesure que la glace fond. Ceci pourrait expliquer la distribution locale fragmentée (« patchy ») (voir section 3.1.3.) retrouvée à certains endroits. D'autre part, toute la question liée au type de substrat pourrait être éclaircie si des échantillons étaient récoltés et leur composition analysée systématiquement. De cette façon, des corrélations pourraient être établies entre la présence de plantes et le type de substrat. On pourrait aussi évaluer la disponibilité des nutriments en tenant compte des masses d'eau, des principaux rejets urbains et industriels et en faisant des analyses physico-chimiques de l'eau. L'effet des vagues et du courant sur la végétation est aussi très important. À l'aide d'outils de modélisation comme le MODELEUR, il est possible de simuler les conditions de vagues et de courants en présence des plantes. Les valeurs simulées établissent les balises qui caractérisent les conditions de vagues et de courants tolérées par les divers assemblages. Ce genre d'étude a déjà été amorcé par Morin (2001). Enfin, la lumière disponible pourrait être mesurée par des photomètres de façon à caractériser les transects où vivent les espèces sondées. Ensuite, les sources de turbidité sur le tronçon pourraient être liées à la présence ou à l'absence de plantes à ces endroits.

5. CONCLUSION

Ce mémoire s'inscrit dans un vaste projet de modélisation hydrodynamique du fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Trois-Rivières et est le fruit d'une collaboration entre l'INRS-Eau et Environnement Canada. Il fait suite au manque de renseignements nécessaires à une modélisation adéquate, les plantes aquatiques ayant un effet important sur la distribution spatiale des écoulements, ainsi qu'au besoin d'établir une relation entre les caractéristiques du milieu et la présence d'espèces particulières de macrophytes. Les caractéristiques du milieu ou de l'habitat se définissent surtout par des facteurs abiotiques tels que la lumière disponible, les vagues, le courant, le substrat, la disponibilité des nutriments et la fluctuation du niveau d'eau. Pour circonscrire l'étude, l'accent a été mis sur l'influence de ce dernier facteur, lequel expliquait, selon notre hypothèse, la présence de l'assemblage à « faciès riche ». Plus spécifiquement, les objectifs de ce mémoire étaient de réaliser une carte de la végétation aquatique à grande échelle, de comprendre la distribution des assemblages en fonction des facteurs abiotiques ainsi que d'amorcer le processus de vérification d'une hypothèse posée au cours de la campagne voulant qu'il existe une relation privilégiée entre la distribution de l'assemblage à faciès riche et la fluctuation du niveau d'eau.

Ainsi, le premier objectif de cette étude a été réalisé par la production d'une carte de la végétation aquatique en 11 planches (voir section 4.2. et planches en annexe). Elle est constituée de 14 assemblages simplifiés qui sont formés d'espèces parmi un total de 10. Cette contribution est de loin la plus importante de ce mémoire car la carte a nécessité une somme considérable de travail minutieux, à la fois sur le terrain et en laboratoire de cartographie. Elle pourra servir de base à la modélisation hydrodynamique qui tient compte des plantes dans ce tronçon fluvial mais aussi elle apportera des renseignements supplémentaires sur la compréhension de la distribution des plantes en fonction du milieu. En effet, les résultats de la carte de même que nos observations sur le terrain ont été traduits de manière à révéler l'influence des facteurs abiotiques et biotiques sur la distribution des

macrophytes, avec toute la subjectivité que cette démarche exploratoire comporte. Ainsi s'est matérialisé le second objectif par la section 4.3. qui caractérise les secteurs d'analyse et par la section 4.4. qui décrit pour chaque espèce sa distribution et l'habitat qu'elle occupe, d'une façon sommaire mais au meilleur de nos connaissances. Enfin, en troisième objectif, après avoir effectué une vérification visuelle et après avoir observé la distribution de fréquences selon la profondeur de l'assemblage à faciès riche, nous n'avons pas pu confirmer, ni même infirmer, que l'hypothèse émise initialement était vraisemblable (voir section 4.5.). En effet, la majeure partie de l'habitat occupé par cet assemblage n'est pas à même d'être exondé puisqu'il n'est pas compris dans la zone de marnage. Ainsi, les fluctuations du niveau d'eau et les zones abritées des vents, des vagues et du courant et situées en eau peu profonde (zone de marnage) ne semblent pas exclusives à l'assemblage à faciès riche. Elles ne semblent pas non plus assurer aux assemblages une richesse spécifique élevée. Par contre, vu que l'écologie des espèces ainsi que leur phénologie sont mal connues, d'autres pistes pourraient expliquer le phénomène du faciès riche, comme par exemple la profondeur de pénétration du gel qui cause des dommages aux parties pérennes des plantes, de même que l'effet du stress mécanique exercé sur le substrat et son contenu par le poids et le mouvement du couvert de glace. Mais avant d'aller plus loin, il faut préciser que ces résultats ont été obtenus à l'aide du modèle de terrain topométrique qui semble manquer de précision en zones peu profondes, celles où l'on retrouve principalement les macrophytes. Pour toutes ces considérations, il vaudrait mieux ne pas exclure catégoriquement cette hypothèse et attendre que d'autres expériences soient conduites, avec des modèles plus précis et des connaissances renouvelées sur l'habitat des plantes aquatiques.

Ce mémoire ouvre la voie à plusieurs perspectives. Il serait intéressant de faire une analyse plus poussée sur les données recueillies pour en tirer tous les renseignements utiles. Cette analyse permettrait en outre d'établir les préférences d'habitat de chaque espèce pour ainsi ouvrir la voie à une modélisation éventuelle de la distribution des macrophytes et de leur biomasse. D'ailleurs, des études dans ce sens ont déjà été entreprises de même que des échantillonnages en des lieux identiques à différentes périodes de l'année pour rendre

compte de la croissance tout au long de l'année. En plus de cela, des efforts ayant pour but d'intégrer toutes les principales composantes abiotiques de l'habitat des macrophytes seront aussi nécessaires, dans un avenir proche, si l'objectif visé est de regrouper la connaissance en vue de l'appliquer à la modélisation.

Pour terminer, rappelons que les plantes aquatiques demeurent un élément incontournable de l'écosystème fluvial du fleuve Saint-Laurent. La connaissance de leur écologie et des facteurs biotiques et abiotiques qui concourent à l'établissement, au développement et à la distribution particulière des espèces y est essentielle, tout comme l'influence de la végétation sur l'hydrodynamique fluviale. Lorsque cette connaissance, avec toute sa complexité, sera suffisamment maîtrisée, les outils de modélisation pourront alors être utilisés à leur plein potentiel.

6. BIBLIOGRAPHIE

- Adams, F. S., MacKenzie, D. R., Cole, H., Jr. et Price, M. W. 1971.** The influence of nutrient pollution levels upon element constitution and morphology of *Elodea canadensis*. *Enviro. Poll.* **1** : 285-298.
- Aiken, S. G., Newroth, P. R., et Wile, I. 1979.** The biology of Canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum* L. *Can. J. Plant Sci.* **59** : 201-215.
- Alex, J. F., Cayouette, R. et Mulligan, G. A. 1980.** Common and botanical names of weeds in Canada. Agriculture Canada, Ottawa, Ont. Publ. 1397, 132 pp.
- Allen, E. D. 1973.** An ecophysiological study of the effects of thermal discharges on the submerged macrophytes of Wabamun Lake, M.Sc. Thesis, University of Alberta, Edmonton, Alta. 88 pp.
- Allen, E. D. et Spence, D. H. N. 1981.** The differential ability of aquatic plants to utilize the inorganic carbon supply in fresh water. *New Phytol.* **87** : 269-284.
- Aménatech Inc. 1991.** Cartographie des milieux humides du Saint-Laurent avec le capteur MEIS-II, secteurs choisis entre Cornwall et Trois-Rivières, Rapport Final présenté au Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. N/réf. : 91-5037-61-0000
- Anderson, R. R., Brown, R. G., et Rappleye, R. D. 1965.** Mineral composition of Eurasian watermilfoil, *Myriophyllum spicatum* L. *Chesapeake Sci.* **6** : 68-72.
- Arber, A. 1920.** Water plants : a study of aquatic angiosperms. University Press, Cambridge. Repr. (1963) with an introduction by Stearn, W. T., as *Historiae Naturalis Classica*, **23**. Cramer, Weinheim.
- Aston, H. I. 1973.** Aquatic plants of Australia. Melbourne University Press, Melbourne, Australia. pp. 216-217.
- Ayotte, G. 1994.** Glossaire de botanique, autoformation. Éd. Multimondes, Sainte-Foy, 616 p.
- Barbour, M. G., Burk, J. H., Pitts, W. D., Gilliam, F. S., Schwartz, M. W. 1999.** Terrestrial Plant Ecology. Benjamin/Cummings, 3^e éd., 649 p.
- Barko, J. W. et Smart, R. M. 1980.** Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater Biol.* **10** : 229-238.
- Barrat-Segretain, M. H. 1996.** Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants : A review. *Vegetatio* **123** : 13-37.
- Beaven, C. F. 1960.** Watermilfoil studies in the Chesapeake Area. Report 60-52. Maryland Dep. Res. Educ., Chesapeake Biol. Lab., Solomons. 5 pp.

- Bellrose, F. C., Jr. 1941.** Duck food plants of the Illinois river valley. Ill. Nat. Hist. Survey Bull. Vol. 21, Art. 8. pp. 237-280.
- Berg, K. 1941-1942.** Contributions to the biology of the aquatic moth *Acentropus niveus* (Oliv.) Videnskabelige Meddelelser, pp. 60-139.
- Best, E. P. H. 1986.** Photosynthetic characteristics of the submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum*. Physiol. Plant **84** : 502-510.
- Best, E. P. H. et Visser, H. W. C. 1987.** Seasonal growth of submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. in mesotrophic Lake Vechten in relation to insolation, temperature and reserve carbohydrates. Hydrobiologia **148** : 231-243.
- Biernacki, M., Lovett Doust, J. et Lovette Doust, L. 1994.** The effects of trichloroethylene, plant sex and site of origin on modular demography in *Vallisneria americana*. J. Appl. Ecol. (in press.).
- Bilby, R. 1977.** Effects of a spate on the macrophyte vegetation of a stream pool. Hydrobiologia vol. 56, 2, pp. 109-112.
- Bold, H. C. et Wynne, M. J. 1985.** Introduction to the Algae, structure and reproduction. 2^e éd., Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 720 pp.
- Bowmer, K. H., Mitchell, D. S. et Short, D. L. 1984.** Biology of *Elodea canadensis* Michx. and its management in Australian irrigation systems. Aquat. Bot. **18**(1984) : 231-238.
- Bowmer, K. H., Sainty, G. R., Smith, G. et Shaw, K. 1979.** Management of *Elodea* in Australian Irrigation Systems. J. Aquat. Plant Man. **17** : 4-12.
- Boyd, C. E. 1968.** Fresh-water plants : a potential source of protein. Econ. Bot. **22** : 359-368.
- Boylen, C. W. et Sheldon, R. B. 1976.** Submergent macrophytes : growth under ice cover. Science **194** : 841-842.
- British Columbia Ministry of the Environment. 1981.** A summary of biological research on Eurasian Milfoil in British Columbia. 11 Inf. Bull. XI, Aquat. Pl. Manage. Prog. Victoria, B.C. 18 pp.
- Brunton, D. F. et Di Labio, B. M. 1989.** Diversity and ecological characteristics of emergent beach flora along the Ottawa River in the Ottawa-Hull Region, Québec and Ontario. Nat. Can. **116**(3) : 179-191.
- Carignan, R. et Kalff, J. 1980.** Phosphorus sources for aquatic weeds : Water or sediments ? Sciences 207 :987-989.
- Catling, P. M. 1987.** *Alisma gramineum* L. — In K. M. Pryer & G. W. Argus (ed.). Atlas of the rare vascular plants of Ontario, Part 3. Natn. Mus. nat. Sci., Ottawa (loose-leaf).
- Catling, P. M., Spicer, K. W., Biernacki, M. et Lovett Doust, J. 1994.** The biology of Canadian weeds. 103. *Vallisneria americana* Michx. Can. J. Plant Sci. **74** : 883-897.

- Catling, P. M. et Wojtas, W. 1986.** The waterweeds (*Elodea* and *Egeria*, Hydrocharitaceae) in Canada. *Can. J. Bot.* **64** : 1525-1541.
- Chambers, P. A. 1987.** Nearshore occurrence of submersed aquatic macrophytes in relation to wave action. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **44** : 1666-1669.
- Chambers, P. A. et Kalff J. 1985.** Depth distribution and biomass of submerged aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **42** : 701-709.
- Chambers, P. A. et Kalff J. 1987.** Light and nutrients in the control of aquatic plant community structure. II. In situ observation. *Journal of Ecology* **75** : 621-628.
- Chambers, P. A. et Prepas E. E. 1988.** Underwater spectral attenuation and its effect on the maximum depth of angiosperm colonization. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **45** : 1010-1017.
- Chambers, P. A. et Prepas E. E. 1990.** Competition and coexistence in submerged aquatic plant communities : the effects of species interactions versus abiotic factors. *Freshw. Biol.* **23** : 541-550.
- Chambers, P. A. et Prepas E. E. 1994.** Nutrient dynamics in riverbeds : the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. *Wat. Res.* **28** :453-464.
- Chapman, V. J., Brown, J. M. A., Hill, C. F. et Carr, J. L. 1974.** Biology of excessive weed growth in the hydro-electric lakes of the Waikato River, New Zealand. *Hydrobiology* **44**(4) : 349-363.
- CMI (Commission mixte internationale – International Joint Commission), 1993.** Levels reference study, Great Lakes - St. Lawrence River basin, Annex 2 : Land use and management. Submitted to the Levels Reference Study Board by working committee 2.
- Cook, C. D. K. 1985.** Range extensions of aquatic vascular plant species. *Aquat. Plant Man.* **23** : 1-6.
- Cook, C. D. K. et Urmi-König, K. 1985.** A revision of the genus *Elodea* (Hydrocharitaceae). *Aquatic Bot.* **21** : 111-156.
- Correll, D. L. et Pierce, J. W. 1978.** Studies of the transport of atrazine and alachlor from minimum till cornfields into Chesapeake Bay tidal waters. *Proc. Northeast. Weed Sci. Soc.* **32** : 31-32.
- Correll, D. L., Pierce, J. W. et Wu, T. L. 1978.** Herbicides and submerged plants in the Chesapeake Bay. Pages 858-877 *in* Proc. Symp. on Technical, Environmental, Socio-economical and Regulatory Aspects of Coastal Zone Management. American Society of Civil Engineers, New York, NY.
- Crawley, M. J. (edited by). 1997.** *Plant Ecology*. Blackwell Science Ltd, 2^e éd., 717 p.
- Crow, G. E. et Hellquist, C. B. 1982.** Aquatic vascular plants of New England : Part 4. Juncaginaceae, Scheuchzeriaceae, Butomaceae, Hydrocharitaceae. *New Hampshire Agricultural Experiment Station Bull.* **520** : 1-20.

- Crowder, A. et Painter, D. S. 1991.** Submerged macrophyte control technique. *Water Res. Bull.* **16** : 317-322.
- Crum, G. H. et Bachmann, R. W. 1973.** Submersed aquatic macrophytes of the Iowa Great Lakes Region. *Iowa St. J. Res.* **48** : 147-173.
- Dale, H. M. 1956.** 11. Morphological effects of various temperatures, light intensities and photoperiods in experimental studies on the morphological development of *Elodea canadensis* Michx. Ph.D. Thesis, University of Toronto, Toronto, Ont.
- Dale, H. M. 1957.** Developmental studies of *Elodea canadensis* Michx. Experimental studies on morphological effects of darkness. *Can. J. Bot.* **35** : 51-64.
- Dale, H. M. 1986.** Comparison of the 1984 aquatic flora in Lake Temagami, Northern Ontario, with the flora published in 1930. *Can. Field-Nat.* **100** : 571-573.
- Dale, H. M. et Gillespie, T. J. 1977.** The influence of submerged aquatic plants on temperature gradients in shallow water bodies. *Can. J. Bot.* **55** : 2216-2225.
- Dandy, J. E. 1980.** *Elodea* Michx. Pages 4-5 in T. G. Tutin *et al.* eds. *Flora Europea* 5. Cambridge University Press, Cambridge, U. K. 452 pp.
- Davis, G. J. et Brinson, M. M. 1980.** Responses of submersed vascular plant communities to environmental changes. U.S. Dep. of the Interior / U.S. Fish Wildl. Serv., FWS/OBS -79/33 : 1-70.
- Davis, G. J., Jones, M. N., et Davis, D. 1973.** Seed germination in *Myriophyllum spicatum* L. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc.* **89** : 246-247.
- Day, R. T., Keddy, P. A., McNeil, J. et Carleton, T. 1988.** Fertility and disturbance gradients : a summary model for riverine marsh vegetation. *Ecology* **69** : 1044-1054.
- Demalsy, P. et M.-J. Feller-Demalsy. 1990.** Les plantes à graines. Décarie, Ville Mont-Royal, 335 p.
- Donnermeyer, G. N. et Smart, M. M. 1985.** The biomass and nutritive potential of *Vallisneria americana* Michx. in navigation pool 9 of the upper Mississippi River. *Aquat. Bot.* **22** : 33-44.
- Dryade. 1980.** Habitats propices aux oiseaux migrateurs le long des rives de la rivière Outaouais, de la rivière Richelieu, du fleuve Saint-Laurent, de l'estuaire du Saint-Laurent, de la côte nord du golfe du Saint-Laurent, de la péninsule gaspésienne, des Îles-de-la-Madeleine. Rapport présenté au Service canadien de la faune, Environnement Canada, Région de Québec.
- Duarte, C. M. et Kalff, J. 1990.** Biomass density and the relationship between submersed macrophyte biomass and plant growth form. *Hydrobiologia* **196** : 17-23.
- Edsall, T.A., B.A. Manny and C.Nicholas Raphael. 1988.** St. Clair River and Lake St. Clair, Michigan: an ecological profile. Biological Report 85(7.3), National Wetlands Research Centre, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C.: 130 p.

- Elser, H. J. 1969.** Observations on the decline of watermilfoil and other aquatic plants, Maryland, 1962-1967. *Hyacinth Control J.* **8** : 52-60.
- Environmental Protection Agency. 1978.** Forum report-herbicides in the Chesapeake Bay. EPA Chesapeake Bay Program Citizens Steering Committee. Hampton, VA. 67 pp.
- Fassett, N. C. 1969.** A manual of aquatic plants. University of Wisconsin Press, Madison, Wisc. 405 pp.
- Forrester, W. D. 1983.** Manuel canadien des marées. Ministère des Pêches et des Océans, Service hydrographique du Canada, Ottawa (Ontario), 148 p.
- Fortin, G. R., Saint-Cyr, L. et Leclerc M. 1993.** Distribution of Submersed Macrophytes by Echo-sounder Tracings in Lake Saint-Pierre, Québec. *J. Aquat. Plant Manage.* **31** : 232-240.
- GDT. 2001.** Grand dictionnaire terminologique. Office de la langue française, Gouvernement du Québec, en ligne à l'adresse : <http://www.granddictionnaire.com>
- Geis, J. W. 1985.** Environmental influences on the distribution and composition of wetlands in the Great Lakes basin p. 15-31. *In* : Coastal wetlands. Prince, H.H. & d'Itri, F.M. (ed.), Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Gomez-Monterrubio, F. H. et Arrequin-Sanchez, M. D. 1985.** Additions to the flora of the Mexico Valley. 3. Aquatic plants collected in San-Juan Teotihuacan State of Mexico. *Phytologia* **57**(4) : 280-282.
- Goulder, R. et Boatman, D. J. 1971.** Evidence that nitrogen supply influences the distribution of a freshwater macrophyte, *Ceratophyllum demersum*. *Journal of Ecology* **59**(3) : 783-791.
- Grace, J. B. et Wetzel, R. G. 1978.** The production biology of Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.) : a review. *J. Aquat. Plant Manage.* **16** : 1-11.
- Grime, J. P. 1979.** Plant strategies and vegetation processes. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Haag, R. W. et Gorham, P. R. 1977.** Effects of thermal effluent on standing crop and net production of *Elodea canadensis* and other submerged macrophytes in Lake Wabamun, Alberta. *J. Appl. Ecol.* **14** : 835-851.
- Haag, R. W. et Gorham, P. R. 1979.** Community dynamics of submerged macrophytes in Lake Wabamun, Alberta. Summary report to Alberta Environment.
- Harman, W. N. 1974.** Phenology and physiognomy of the hydrophyte community in Otsego Lake, N.Y. *Rhodora* **76** : 497-508.
- Haslam, S. M. 1978.** River plants: the macrophytic vegetation of watercourses. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Hellquist, C. B. 1972.** Range extension of vascular plants in New England. *Rhodora* **74** : 131-141.

- Hill, N. M. et Keddy, P. A. 1992.** Prediction of rarities from habitat variables : coastal plain plants on Nova Scotia lakeshores. *Ecology* **73** : 1852-1859.
- Hitchcock, C. L. et Cronquist, A. 1973.** Flora of the Pacific Northwest. University of Washington Press, Seattle, WA.
- Holland, L. E. et Huston, M. L. 1984.** Relationship of young-of-the-year northern pike to aquatic vegetation types in backwaters of the upper Mississippi River. *N. A. J. Fish Manage.* **4** : 514-522.
- Holmquist, C. 1971.** Northerly Localities for three Aquatic Plants, *Lemna trisulca* L., *Ceratophyllum demersum* L., and *Myriophyllum spicatum* L. *Botaniska Notiser* **124**(3) : 335-342.
- Horn, C. N. 1981.** Life history of *Heteranthera dubia* (Jacq.) MacM. (water star-grass, Pontederiaceae) with respect to seasonal and environmental effects on morphology. Center Lake Erie Area Res. Tech. Rep. 214. 104pp. (Master's thesis, 1980, Ohio State Univ.)
- Horn, C. N. 1983.** The annual growth cycle of *Heteranthera dubia* in Ohio. *Mich. Bot.* **23** : 29-34.
- Hough, R. A., Fornwall, M. D., Negele, B. J., Thompson, R. L., Putt, D. A. 1989.** Plant Community Dynamics in a Chain of Lakes: Principal Factors in the Decline of Rooted Macrophytes with Eutrophication. *Hydrobiologia* **173**(3) : 199-217.
- Howard-Williams, C., Schwarz, A.-M. et Vincent, W. F. 1995.** Deep-water aquatic plant communities in an oligotrophic lake : physiological responses to variable light. *Freshwater Biology* **33** : 91-102.
- Hudon, C. 1997.** Impact of water level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54** : 2853-2865.
- Hudon, C., Lalonde, S. et Gagnon, P. 2000.** Ranking the effects of site exposure, plant growth form, water depth, and transparency on aquatic plant biomass. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57** (Suppl. 1) : 31-42.
- Hultén, E. 1962.** The Circumpolar Plants. *K. Sven. Vetenskapsakad. Handl., Ser. 4,8* : 1-274.
- Hunt, G. S. 1963.** Wild celery in the lower Detroit River. *Ecol.* **44** : 360-370.
- Hurlbert, 1971.** Titre précis introuvable dans Barbour *et al.* (1999).
- INRS Nouvelles, 1997.** Modélisation du fleuve Saint-Laurent. Vol. **12**, no 2, p.1.
- Keddy, P. A. 1982.** Quantifying within lake gradients of wave energy : interrelationships of wave energy, substrate particle size and shoreline plants in Axe Lake, Ontario. *Aquatic Botany* **14** : 41-58.
- Keddy, P. A. 1989.** Competition. Chapman Hall, London, UK.
- Keddy, P. A. 1990.** Water level fluctuations and wetland conservation, pp 79-91. In : Kusler, J. & Smardon, R. (eds.) *Wetlands of the Great Lakes : protection and restoration*

policies, status of the science. Proceedings of an International Symposium, Niagara Falls, New York, USA.

Keddy, P. A. et Reznicek, A. A. 1982. The role of seed banks in the persistence of Ontario's coastal plain flora. *Am. J. Bot.* **69** : 13-22.

Keddy, P. A. et Reznicek, A. A. 1986. Great Lakes vegetation dynamics : the role of fluctuating water levels and buried seeds. *J. Great Lakes Res.* **12** : 25-36.

Kimber, A. et Barko, J.W. 1994. A literature review of the effects of waves on aquatic plants. Report by Iowa State University and the U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, and National Biological Survey, Environmental Management Technical Center, Onalaska, Wisconsin, August 1994. LTRMP 94-S002. 25 pp.

Korschgen, C. E. et Green, W. L. 1988. American Wild celery (*Vallisneria americana*) : Ecological considerations for restoration. Fish and Wildlife Tech. Rep. 19, U.S. Dept. Interior, Washington, DC. 24 pp.

Krecker, F. H. 1939. A comparative study of the animal populations of certain submerged aquatic plants. *Ecology* **20** : 553-562.

Krull, J. N. 1970. Aquatic plant macroinvertebrate associations and waterfowl. *J. Wildl. Man.* **34** : 707-718.

Kuflikowski, T. 1974. The phytophilous fauna of the dam reservoir at Goczalkowice, Poland. *Acta Hydrobiol.* **16** : 189-207.

Lalonde, S. et Downing, J. A. 1992. Phytofauna of eleven macrophyte beds of different trophic status, depth, and composition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49** : 992-1000.

Larson, L. J. 1983. Identification and verification of algal inhibitors produced by *Ceratophyllum demersum* L. Masters thesis. St. Cloud State University, St. Cloud, Minnesota.

Larson, L. J. 1989. Effect of Phenolic Acids on Growth of *Chlorella pyrenoidosa*. *Hydrobiologia* **183**(3) : 217-222.

Lawrence, D. K. 1976. Morphological variation of *Elodea* in western Massachusetts : field and laboratory studies. *Rhodora* **78** : 739-749.

Leclerc, M., Boudreau, P., Boudreault, P., Fortin, G.R., et Cleary, L. 1991. Modélisation intégrée du suivi de la qualité de l'eau du tronçon Tracy - Lac Saint-Pierre. Dans le cadre d'une entente institutionnelle entre l'INRS-Eau et le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Rapport 1. Volume 1. Tome 1 : Simulation des écoulements en eau libre du tronçon. Tome 2 : Atlas cartographique des courants et couloirs de débit. Rapports scientifiques INRS-Eau Nos. RS#317 et RS#318 (?).

Lemée, G. 1978. Précis d'écologie végétale. Masson, Paris, 285 p.

Les, D. H. 1991. Genetic diversity in the monoecious hydrophile *ceratophyllum* (*Ceratophyllaceae*). *American J. of Botany* **78** (8) : 1070-1082.

- Létourneau, G. et Jean, M. 1996.** Cartographie des marais, marécages et herbiers aquatiques le long du Saint-Laurent par télédétection aéroportée. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-61, 114 pages.
- Lovett Doust, J. et LaPorte, G. 1991.** Population sex ratios, population mixtures and fecundity in a clonal dioecious macrophyte, *Vallisneria americana*. *J. Ecol.* **79** : 477-489.
- Lovett Doust, J., Schmidt, M. et Lovett Doust, L. 1994a.** Biological assessment of aquatic pollution : A review, with emphasis on plants as biomonitors. *Biol. Rev.* **69** : 147-186.
- Lovett Doust, L., Lovett Doust, J. et Biernacki, M. 1994b.** America wild celery, *Vallisneria americana*, as a biomonitor of organic contaminants in aquatic ecosystems. *J. Great Lakes Res.* **20**(2) : 333-354.
- Lowden, R. M. 1982.** An approach to the taxonomy of *Vallisneria L.* (Hydrocharitaceae). *Aquat. Bot.* **13** : 269-298.
- Luther, H. 1951.** Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Südfinnland. II. Spezieller Teil. *Acta Bot. Fenn.*, **50** : 1-370.
- Maberly, S. C. et Spence, D. H. H. 1983.** Photosynthetic inorganic carbon use by freshwater plants. *J. Ecol.* **71** : 705-724.
- Madsen, J. D. 1982.** The aquatic macrophyte communities of two trout streams in Wisconsin. M. Sci. Thesis, University Wisconsin, Madison, Wisc. 108 pp.
- Manny, B. A., Nichols, S. J. et Schloesser, D. W. 1991.** Heavy metals in aquatic macrophytes drifting in a large river. *Hydrobiologia* **219** : 333-344.
- Marie-Victorin, Fr. 1943.** Observations botaniques sur les effets d'une exceptionnelle baisse de niveau du Saint-Laurent durant l'été de 1931. *Contrib. Inst. Bot. Univ. Montréal*, **48** : 21-28.
- Marie-Victorin, Fr. 1964.** Flore Laurentienne. 2^e éd., revue et mise à jour par Ernest Rouleau, 10^e tirage, 1993, Presses de l'Université de Montréal, 927 p.
- Martin, A. C. et Uhler, F. M. 1939.** Food of game ducks in the United States and Canada, U.S. Department of Agriculture, Washington, DC. *Tech. Bull.* **634** : 1-157.
- McAtee, W. L. 1939.** Wildfowl food plants, their value, propagation and management. *United States Biol. Sur.*, Collegiate Press Inc., Ames, Iowa. pp. 1-141.
- McCreary, N. J. 1991.** Competition as a mechanism of submersed macrophyte community structure. *Aquat. Bot.* **41** : 177-193.
- McGaha, Y. J. 1952.** The limnological relations of insects to certain aquatic flowering plants. *Trans. Am. Microsc. Soc.* **71** : 355-381.
- Meijden van der, R. et Caspers, N. 1971.** Haloragaceae. *In* Van Steenis, *Flora Malesiana* **7** : 239-263.

- Metcalf, F. P. 1931.** Wild-duck foods of North Dakota lakes. Tech. Bull. U.S. Dept. Agric., **221** : 1-71.
- Ministère des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. 1997.** Capsules-éclair sur l'état du Saint-Laurent, Le fleuve... en bref. N° de catalogue : En 40-213/5-1997F
- Ministère des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. 1998.** Fiche 81, Stelco McMaster Ltée. N° de catalogue : En153-6/81-1998F
- Ministre des Approvisionnements et Services Canada. 1996.** Fiche 24, Sidbec-Dosco (Ispat) Inc. N° de catalogue : En153-6/24-1996F
- Ministry of the Environment. 1976.** The Kawartha Lakes water management study – water quality assessment (1972-1976). Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ont. 185 pp.
- Misra, R. D. 1938.** The distribution of aquatic plants in the English lakes. J. Ecol. **26** : 411-452.
- Morin, J. 2001.** Modélisation des facteurs abiotiques de l'écosystème fluvial du lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent. Thèse de doctorat (résumé), Sainte-Foy, INRS-Eau, 69 p., 8 planches.
- Mortimer, D. C. 1985.** Freshwater aquatic macrophytes as heavy metal monitors – the Ottawa River experience. Environ. Monitoring Assess. **5**(1985) : 311-323.
- Moyle, J. B. 1945.** Some chemical factors influencing the distribution of aquatic plants in Minnesota. Am. Midl. Nat. **34** : 402-421.
- Muenscher, W. C. 1936.** Storage and germination of seeds of aquatic plants. Cornell Univ. Agric. Exp. Sta. **652** : 1-17.
- Mulligan, G. A. 1992.** Common and botanical names of weeds in Canada / Noms populaires et scientifiques des plantes nuisibles du Canada. Revu et augmenté par Gerald A. Mulligan, Agriculture Canada, Ottawa, Ontario. Publ. 1397/B, 131 pp.
- Muztar, A. J. 1976.** Chemical composition and nutritive value of freshwater macrophytes. M. Sc. Thesis, University of Guelph, Ont. 113 pp.
- Muztar, A. J., Slinger, S. J. et Burton, J. H. 1976.** Nutritive value of aquatic plants for chicks. Poult. Sci. **55** : 1917-1922.
- Nelson, W. J. et Palmer, L. S. 1938.** Nutritive value and general chemical composition of *Elodea*, *Myriophyllum*, *Vallisneria*, and other aquatic plants. Minn. Agric. Exp. Sta. Tech. Bull. **136** : 1-34.
- Nichols, S. A. 1991.** The interaction between biology and the management of aquatic plants. Aquatic Botany **41** : 225-252.
- Nichols, S. A. et Mori, S. 1971.** The littoral macrophyte vegetation of Lake Wingra. Trans. Wisc. Acad. Sci. **59** : 107-119.

- Nichols, S. A. et Shaw, B. H. 1986.** Ecological life histories of the three aquatic nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. *Hydrobiologia* **131** : 3-21.
- Nijman, R. A. 1976.** Studies on aquatic macrophytes. Part VII. Aquatic plant documentation, Okanagan Basin, 1975. 31 pp + 9 maps. WIB Rep. No. 2424.
- Ogden, E.C. 1943.** The broad-leaved species of *Potamogeton* of North America north of Mexico. *Rhodora* **45**: 57-105, 119-163, 171-214.
- Olsen, C. 1954.** Hvilke botingelser ma vaere opfyldte, for at *Helodea canadensis* kan opna den optimale udvikling, der er arsay til dens massevisse optraeden i naturen. *Bot. Tidsskr.* **51** : 272-273.
- Pearsall, W. H. 1920.** The aquatic vegetation of English lakes. *J. Ecol.* **8** : 163-199.
- Petticrew, E. L. et Kalff, J. 1992.** Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49** : 2483-2489.
- Phillips, G. L., Eminson, D. et Moss, B. 1978.** A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquat. Bot.* **4** : 103-126.
- Pip, E. 1979.** Survey of the ecology of submerged aquatic macrophytes in central Canada. *Aquat. Bot.* **7** : 339-357.
- Pip, E. 1987.** The ecology of *Potamogeton* species in central North America. *Hydrobiologia* **153** : 203-216.
- Prejs, A. et Jackowska, H. 1978.** Lake macrophytes as a food of Roach (*Rutilus rutilus* L.) and Rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.) 1. Species composition and dominance relations in the lake and food. *Ekol. Polska* **26**(3) : 429-438.
- Reed, C. F. 1977.** History and distribution of Eurasian watermilfoil in the United States and Canada. *Phytologia* **36** : 416-436.
- Ridley, H. N. 1930.** The dispersal of plants throughout the world. L. Reeve & Co. Ltd., Kent, England.
- Robitaille, J. 1998.** Bilan régional - Varennes-Contrecoeur. Zone d'intervention prioritaire 10. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, 92 p. N° de catalogue : 21-172/1998F
- Robson, T. A. 1981.** Aquatic weed research in Britain. *J. Aquatic Plant Man.* **19** : 47-48.
- Robson, T. O. 1967.** A survey of the problem of aquatic weed control in England and Wales. Tech. Rep. agric. Res. Council., Weed Res. Org., No 5.
- Round, F. E. 1981.** The ecology of algae. Cambridge University Press, Cambridge, 653 p.
- Roy, Y., Secretan, Y. & coll. 1999.** Guide d'utilisation de Modeleur/Hydrosim. Document Modeleur 1.0a06. Rapport INRS-Eau R482-G1.

- Salisbury, F. B. et Ross, C. W. 1992.** Plant Physiology, 4^e éd., Wadsworth, Belmont, 682 p.
- Schmid, W. P. 1965.** Distribution of aquatic vegetation as measured by line intercept with SCUBA. *Ecology* **46** : 816-823.
- Schuette, H. A. et Alder, H. 1927.** Notes on the chemical composition of some of the larger aquatic plants of Lake Mendota 11. *Vallisneria* and *Potamogeton*. *Wisc. Acad. Sci., Arts, Lett.* **23** : 249-254.
- Sculthorpe, C. D. 1967.** The biology of aquatic vascular plants. Edward Arnold Publishers, London, U.K. 610 pp.
- Secretan, Y. et Leclerc, M. 1998.** MODELEUR : A 2D hydrodynamic GIS and simulation software. Proceedings of the third international conference on hydroinformatics, Copenhagen, Denmark, 24-26 August 1998.
- Seddon, B. 1972.** Aquatic macrophytes as limnological indicators. *Freshw. Biol.* **2** : 107-130.
- Sheldon, R. B. et Boylen, C. W. 1977.** Maximum depth inhabited by aquatic vascular plants. *Am. Midl. Nat.* **97** : 248-254.
- Sheldon, S. P. 1986.** Factors influencing the numbers of branches and inflorescences of *Potamogeton richardsonii* (A. Benn.) Rydb. *Aquatic Botany* **24** : 27-34.
- Simpson, D. A. 1984.** A short history of the introduction and spread of *Elodea* Michx. in the British Isles. *Watsonia* **15** : 1-9.
- Simpson, D. A. 1986.** Taxonomy of *Elodea* Michx. in the British Isles. *Watsonia* **16** : 1-14.
- Soszka, G. J. 1975.** The invertibrates on submerged macrophytes in three Masurian lakes. *Ekol. Polska*.
- Spence, D. H. N. 1967.** Factors controlling the distribution of freshwater macrophytes with particular reference to the lochs of Scotland. *J. Ecol.* **55** : 147-170.
- Spence, D. H. N. 1982.** The zonation of plants in freshwater lakes. *Adv. Ecol. Res.* **12** : 37-125.
- Spencer, W. E., Wetzel, R. G. 1993.** Acclimation of photosynthesis and dark respiration of a submersed angiosperm beneath ice in a temperate lake. *Plant Physiol.* **101**(3) : 985-991.
- Spicer, K. W. et Catling, P. M. 1988.** The biology of Canadian weeds. 88. *Elodea canadensis* Michx. *Can. J. Plant Sci.* **68** : 1035-1051.
- Stanley, R. A., Shackelford, E., Wade, D. et Warren, C. 1976.** Effects of season and water depth on Eurasian watermilfoil. *J. Aquat. Plant Manage.* **14** : 32-35.
- Steeman Nielsen, E. 1944.** Dependence of freshwater plants on quantity of carbon dioxide and hydrogen ion concentration. Illustrated through experimental investigations. *Dan. Bot. Ark.* **11** : 1-25.

- Steenis, J. H. et Stotts, V. D. 1961.** Progress report on control of Eurasian watermilfoil in Chesapeake Bay. Proc. Northeast. Weed Contr. Conf. **15** : 566-570.
- Stephenson, M., Turner, G., Pope, P., Colt, J., Knight, A. et Tchobanglous, G. 1980.** The use and potential of aquatic species for waste-water treatment. Appendix A : The environmental requirements of aquatic plants. California State Water Resources Control Board, Sacramento, Calif. Publ. 65, pp. 1-654.
- Stevenson, J. C. et Confer, N. M. 1978.** Summary of available information on Chesapeake Bay submerged vegetation. Fish and Wildlife Serv., U.S. Department of the Interior, Washington, DC. 335 pp.
- Stevenson, J. C., Confer, N. M. et Pieper, C. B. 1979.** The decline of submerged plants in Chesapeake Bay. Fish and Wildlife Serv., U.S. Department of the Interior, Washington, DC. 12 pp.
- St. John, H. 1965.** Monograph of the genus *Elodea* : Part 4, Species of Eastern and Central N.A. and summary. Rhodora **67** : 1-180.
- Stockey, A. et Hunt, R. 1992.** Fluctuating water conditions identify niches for germination in *Alisma plantago-aquatica*. Acta Oecol. **13**(2) : 227-229.
- Stodola, J. 1967.** Encyclopedia of water plants. T.F.H. Public. Inc., NJ. pp. 104-105.
- Stuckey, R. L., Wehrmeister, J. R. et Bartolotta, R. J. 1978.** Submersed aquatic vascular plants in ice-covered ponds of central Ohio. Rhodora **80** : 575-580.
- Titus, J. E. 1977.** The comparative physiological ecology of three submerged macrophytes. Ph.D. Thesis, Univ. Wisc., Madison, Wis. 195 pp.
- Titus, J. E. et Adams, M. S. 1979.** Coexistence and the comparative light relations of the submersed macrophytes *Myriophyllum spicatum* L. and *Vallisneria americana* Michx. Oecologia (Berl.) **40** : 273-286.
- Titus, J. E. et Hoover, D. T. 1991.** Toward predicting reproductive success in submersed freshwater angiosperms. Aquat. Bot. **41** : 111-136.
- Van Wijk, R. J. 1986.** Life cycle characteristics of *Potamogeton pectinatus* L. in relation to control. Proc. EWRS/AAB 7th Symposium on Aquatic Weed. pp. 375-379.
- Van Wijk, R. J. 1988.** Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. I. General characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. Aquat. Bot. **31**(3-4) : 211-258.
- Van Wijk, R. J., Van Goor, E. et Verkley, J. A. C. 1988.** Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. II. Autoecological characteristics with emphasis on salt tolerance intraspecific variation and isoenzymes patterns. Aquat. Bot., in press.
- Verrette, J.-L. 1990.** Délimitation des principales masses d'eau du Saint-Laurent (Beauharnois à Québec). Rédigé pour le Centre Saint-Laurent et Environnement Canada.
- Wetzel, R. G. 1983.** Limnology, Ed 2. Saunders College Publishing, Philadelphia, PA. 865 pp.

-
- Wilder, G. J. 1974.** Symmetry and development of pistillate *Vallisneria americana* (Hydrocharitaceae). *Am. J. Bot.* **61**(8) : 846-866.
- Wile, I., Neil, J., Lumis, G. et Pos, J. 1978.** Production and utilization of aquatic plant compost. *J. Aquat. Plant Manage.* **16** : 24-27.
- Wilkinson, R. E. 1963.** Effects of light intensity and temperature on the growth of water stargrass, coontail, and duckweed. *Weeds* **11** : 287-289.
- Wilson, L. R. 1941.** The larger aquatic vegetation of Trout Lake, Vilas County, Wisconsin. *Trans. Wisconsin Acad. Sci., Arts and Let.* **33** : 135-146.
- Wium-Andersen, S., Anthoni, U. et Houen, G. 1983.** Elemental sulphur, a possible allelopathic compound from *Ceratophyllum demersum*. *Phytochemistry* **22** (11) : 2613.
- Wylie, R. B. 1917.** The pollination of *Vallisneria spiralis*. *Bot. Gaz. Gainesville, Fla.* **63** : 135-145.
- Young, C. A. 1973.** The effects of temperature and other environmental factors on standing crop and phenological development of *Myriophyllum spicatum*. M.S. Thesis. Univ. of Tennessee.

7. ANNEXE

- Planche 1 Toponymie du tronçon étudié
- Planche 2 Secteurs d'analyse et localisation des transects et des stations limnimétriques
- Planche 3 Cartographie des assemblages simplifiés (1 de 11)
- Planche 4 Cartographie des assemblages simplifiés (2 de 11)
- Planche 5 Cartographie des assemblages simplifiés (3 de 11)
- Planche 6 Cartographie des assemblages simplifiés (4 de 11)
- Planche 7 Cartographie des assemblages simplifiés (5 de 11)
- Planche 8 Cartographie des assemblages simplifiés (6 de 11)
- Planche 9 Cartographie des assemblages simplifiés (7 de 11)
- Planche 10 Cartographie des assemblages simplifiés (8 de 11)
- Planche 11 Cartographie des assemblages simplifiés
Agrandissement des îles de Boucherville (9 de 11)
- Planche 12 Cartographie des assemblages simplifiés
Agrandissement des îles de Contrecoeur (10 de 11)
- Planche 13 Cartographie des assemblages simplifiés
Agrandissement de l'archipel du Lac Saint-Pierre (11 de 11)
- Planche 14 Exemples d'échophytofaciès typiques

Planche 1 Toponymie du tronçon étudié

Planche 2 Secteurs d'analyse et localisation des transects et des stations limnimétriques

Planche 3 Cartographie des assemblages simplifiés (1 de 11)

Planche 4 Cartographie des assemblages simplifiés (2 de 11)

Planche 5 Cartographie des assemblages simplifiés (3 de 11)

Planche 6 Cartographie des assemblages simplifiés (4 de 11)

Planche 7 Cartographie des assemblages simplifiés (5 de 11)

Planche 8 Cartographie des assemblages simplifiés (6 de 11)

Planche 9 Cartographie des assemblages simplifiés (7 de 11)

Planche 10 Cartographie des assemblages simplifiés (8 de 11)

Planche 11 Cartographie des assemblages simplifiés - Agrandissement des îles de Boucherville (9 de 11)

Planche 12 Cartographie des assemblages simplifiés - Agrandissement des îles de Contreccœur (10 de 11)

Planche 13 Cartographie des assemblages simplifiés - Agrandissement de l'archipel du Lac Saint-Pierre (11 de 11)

Planche 14 Exemples d'échophytofaciès typiques

8. LEXIQUE

Algues : végétaux inférieurs désignant collectivement les eucaryotes photosynthétiques unicellulaires ou coloniaux, ainsi que les formes pluricellulaires relativement simples et possédant peu de types cellulaires spécialisés.

Allélopathie : compétition exercée entre les plantes d'espèces différentes par l'intermédiaire de substances toxiques excrétées par les racines ou par les feuilles (GDT, 2001).

Angiospermes : sous-embranchement des spermatophytes qui comprend la très grande majorité des plantes vasculaires, soit environ 275 000 espèces. L'ovule des angiospermes est complètement enveloppé dans un ovaire et est le siège d'une double fécondation. Le nom vernaculaire des angiospermes est « plantes à fleurs ».

Assemblage : regroupement particulier de macrophytes caractérisé par la présence d'une seule espèce ou d'une combinaison d'espèces. L'assemblage est un concept issu de la simplification de tous les échophytofaciès représentant une réunion caractéristique d'espèces sans égard au pourcentage (sauf pour l'assemblage à Cd, voir section 4.1.2.), à la densité ni à la hauteur.

Communauté : tout ensemble de végétaux réunis sur une même surface où il présente une certaine uniformité vis-à-vis des critères adoptés pour le désigner (Lemée, 1978).

Densité : nombre d'individus par unité de surface. La densité peut aussi être définie comme le pourcentage de recouvrement par la végétation de la superficie totale considérée. Il s'agit ici d'une estimation.

Diversité des espèces : caractéristique des communautés végétales se subdivisant en trois parties : richesse spécifique, équitabilité spécifique et diversité (Barbour *et al.*, 1999).

Échofaciès : voir échophytofaciès.

Échophytofaciès : signature propre à une espèce ou un assemblage particulier de macrophytes issue de l'échosondeur et possédant des proportions (%), une densité et des hauteurs données. À noter que les mots échofaciès et faciès sont des diminutifs synonymes d'échophytofaciès puisqu'il est sous-entendu qu'il est question du signal de la végétation et qu'il provient de l'échosondeur.

Écologie : branche de la biologie qui étudie les interactions des organismes et de leur environnement.

Espèce : groupes de populations naturelles génétiquement, morphologiquement et écologiquement similaires pouvant être croisés entre eux ou non mais étant isolés les uns par rapport aux autres au niveau reproductif (Barbour *et al.*, 1999).

Faciès : voir échophytofaciès.

Fetch : longueur de la zone de fetch évaluée dans la direction du vent. La zone de fetch est la zone à la surface de la mer (ou d'un autre plan d'eau) dans laquelle des vagues sont engendrées par un vent de direction et vitesse constantes.

Glaciel : ensemble des glaces flottantes.

Habitat : milieu géographique dont les caractéristiques physiques offrent les conditions nécessaires à la vie et au développement d'une espèce animale ou végétale.

Lentique : qualificatif s'appliquant à ce qui est caractéristique des eaux douces à circulation lente ou nulle (lacs, étangs, canaux, etc.) (GDT, 2001).

Lotique : qualificatif s'appliquant à ce qui est caractéristique des eaux douces courantes (eaux des fleuves, rivières, ruisseaux, torrents, etc.) (GDT, 2001).

Macrophyte : type de plante dont au moins les parties souterraines sont submergées en permanence (Cf. 2.1.).

Marque de fixe : marque imprimée sur le papier d'échosondage à un endroit et à un moment précis (fixe) lesquels sont enregistrés (coordonnées géographiques précises et temps).

Masse d'eau : volume d'eaux aux caractéristiques physiques et chimiques homogènes (Robitaille, 1998).

Population : ensemble des individus de même espèce vivant sur un territoire donné (Lemée, 1978).

Pourcentage d'une espèce : représente le rapport entre la superficie occupé par l'espèce en question et la superficie totale occupée par l'ensemble des espèces d'un endroit donné. Il s'agit d'une estimation.

Profondeur : résultat de la différence entre le niveau d'eau et la topographie. C'est la distance verticale du fond jusqu'à la surface. Pour le niveau d'eau $h(t)$ comme pour la cote du fond z_f , la convention de signe veut que ces valeurs soient positives vers le zénith avec comme origine le ZC. On ne doit pas confondre *profondeur* avec *profondeur par rapport au ZC* qui indique la profondeur lorsque le niveau d'eau se situe au ZC ! Les cartes destinées aux navigateurs indiquent la profondeur par rapport au ZC.

Signal : représentation analogique d'un phénomène physique. D'une façon plus concrète le signal est le tracé sur le papier d'échosondage représentant entre autres la végétation mais aussi le relief du fond ou la surface de l'eau.

Signature : signal caractéristique et uniforme.

Topographie : représentation cartographique de la configuration de la surface du sol.

Zéro des cartes (ZC) : le zéro des cartes est le niveau de référence auquel sont rapportées les profondeurs inscrites sur une carte, toutes les prédictions des marées, et la plupart des mesures de niveau d'eau. Pour les eaux sans marée, le zéro des cartes est établi en fonction des années de bas niveau d'eau (Forrester, 1983). Par convention, sur une carte marine dont les profondeurs sont réduites au ZC, le niveau d'eau se situe au ZC. Une valeur positive,

par exemple +5 m, indique que le fond se trouve à 5 mètres en dessous du ZC et que, forcément, la profondeur à cet endroit est de 5 m. Ce chiffre assure que, même en période d'étiage, un tirant d'eau équivalent à cette valeur est disponible pour la navigation, entre autres. Par contre, une profondeur négative, par exemple -1,3 m (cas de la ligne de berge, voir section 3.2.1.), indique que le « fond » se trouve au-dessus du ZC et donc qu'il est découvert. La plupart du temps, comme le niveau d'eau s'abaisse rarement jusqu'au ZC (il est bien souvent supérieur au ZC !), il faut ajuster les *profondeurs par rapport au ZC* des cartes marines pour qu'elles tiennent compte du niveau d'eau qui fluctue dans le temps. Dans l'exemple précédent, une *profondeur par rapport au ZC* de -1,3 m deviendra une *profondeur* de $(-1,3 + X)$ si le niveau d'eau est supérieur au ZC d'une valeur X. Ainsi, X doit être supérieur à 1,3 m pour qu'il y ait une épaisseur d'eau ($H > 0$) à ce point. En résumé, une profondeur réduite au ZC nous renseigne simultanément sur la profondeur (lorsque $h(t) = ZC$) et sur l'élévation du fond. Les profondeurs positives ont une cote située sous le ZC et les profondeurs négatives en ont une située au-dessus, toujours lorsque $h(t) = ZC$.

9. DONNÉES SUR DISQUE COMPACT

